

УДК 502.3(470.25)

ИЗМЕНЕНИЕ КАЧЕСТВА АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В МОСКВЕ В 2006-2012 гг. И РИСКИ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ

*Б.А. Ревич^{*1)}, Д.А. Шапошников¹⁾, С.Л. Авалиани^{**2)},
Е.А. Лезина³⁾, Е.Г. Семутникова³⁾*

¹⁾ Институт народнохозяйственного прогнозирования РАН,
Россия, 117418, г. Москва, Нахимовский пр., д. 47,
*revich@ecfor.ru.

²⁾ Российская медицинская академия последипломного образования
Минздрава РФ, Россия, 125993, г. Москва, ул. Баррикадная, д. 2/1,
**savaliani@mail.ru.

³⁾ Московское государственное бюджетное учреждение
«Мосэкомониторинг» Департамента природопользования и охраны
окружающей среды Правительства Москвы,
Россия, г. Москва, ул. Новый Арбат, д. 11, info@mosecom.ru.

Реферат. Представлена динамика содержания в атмосферном воздухе Москвы PM_{10} , оксидов азота, диоксида серы и озона по данным автоматических станций Мосэкомониторинга за 12 лет. Показано, что происходит линейное снижение концентрации диоксида азота в среднем на $0,2 \text{ мкг/м}^3$ в год, оксида азота на $2,6 \text{ мкг/м}^3$ в год, диоксида серы на $0,27 \text{ мкг/м}^3$ в год. Для озона линейный тренд отсутствует. Максимальные суточные уровни озона в летние дни достигаются обычно в 15-16 часов, а зимой максимальные суточные уровни могут достигаться и в другие, часто даже в ночные часы. Основной вклад в уровни канцерогенного риска на обследованной территории Москвы, где проживает 3,5 млн. жителей вносят выбросы автотранспорта. Свыше 200 тыс. жителей проживают в зоне высокого уровня канцерогенного риска, до 340 тыс. – на территориях с уровнями риска, близкими к высокому уровню, в зоне умеренного риска – около 1 млн. 450 тыс. человек и, примерно, столько же в относительно благополучной. В целом, такие уровни канцерогенного риска и выше, характерны для большинства мегаполисов мира. Оценены вклады 10 основных канцерогенов, содержащихся в выбросах автотранспорта, в уровни суммарных канцерогенных рисков в Москве. Ведущее место занимает бензол (36,8% вклада в суммарный риск), 1,3-бутадиен (26%), формальдегид (25,4%), ацетальдегид (7,8%) и сажа (3,4%). Популяционный риск смертности, связанной с загрязнением атмосферного воздуха взвешенными частицами (только от хронического воздействия фракции PM_{10}), может достигать 2500-3000 дополнительных случаев в год на 10-12 млн. населения г. Москвы, что составляет примерно 2,2% от общей

смертности за год. Во время продолжительной волны жары летом 2010 г. концентрации PM_{10} значительно выросли и число преждевременных смертей от всех естественных причин за этот период достигло 10,9 тыс. Результаты этой работы послужили основой для разработки критериев установления уровней опасности воздействия жары и загрязнения воздуха на здоровье населения. Они вошли в «План действий органов исполнительной власти города Москвы по снижению воздействия аномальной жары и загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения».

Ключевые слова: атмосферный воздух, загрязнение, PM_{10} , озон, волны жары, смертность, Москва.

CHANGES IN AIR QUALITY IN MOSCOW IN 2006-2012 AND ASSOCIATED HEALTH RISKS

*B.A. Revich¹⁾, D.A. Shaposhnikov¹⁾, S.L. Avaliani²⁾,
E.A. Lezina³⁾, E.G. Semutnikova³⁾*

¹⁾ Institute of Economic Forecasting, Russian Academy of Sciences, Nakhimovsky Prospect 47, Moscow, 117418, Russia, revich@ecfor.ru.

²⁾ Russian Medical Academy of Post-graduate Education, Ministry of Public Health, Barrikadnaya Street 2/1, Moscow, 125993, Russia, savaliani@mail.ru.

³⁾ Moscow State Budgetary Enterprise «Mosecomonitoring», New Arbat Street 11, Moscow, Russia, info@mosecom.ru.

Summary. This paper describes changes in concentrations of air pollutants (PM_{10} , nitrogen oxides, sulfur dioxide and ozone) in Moscow over 12-year period. Data were obtained from the network of Mosecomonitoring automatic stations. Concentrations decreased linearly by $0,2 \mu g/m^3$ /year for nitrogen dioxide, $2,6 \mu g/m^3$ /year for nitrogen oxide and $0,27 \mu g/m^3$ /year for sulfur dioxide on average during the study period. No long-term trend for ozone was detected. Ozone levels reach daily maxima at 15-16 hours in summer, while in winter daily maxima are often observed during night time. Carcinogenic risk on the territory investigated (about 3,5 million of Moscow residents) mainly comes from road transport. Of those people, 200 000 live in the areas with high carcinogenic risks, up to 340 000 are exposed to nearly high levels, 1 500 000 are exposed to moderate carcinogenic risks, and roughly the same number of people lives in relatively safe areas. The values of carcinogenic risks in Moscow do not differ much from those typical for the biggest cities of the world. The contributions of ten major carcinogenic substances found in transport emissions to overall levels of carcinogenic risks in Moscow are estimated. Benzene is the dominant source (36,8% of the overall risk), the

next four greatest contributions come from 1,3-butadiene (26%), formaldehyde (25,4%), acetaldehyde (7,8%), and soot (3,4%). The estimated annual population mortality risk of chronic impacts of PM₁₀ is 2500-3000 deaths per 10-12 million of Moscow residents. This equals to 2,2% of total annual mortality in the city.

Very high PM₁₀ levels were recorded during an exceptional heat wave in the summer of 2010. About 10 900 premature deaths from all natural causes were recorded in Moscow during this heat wave. The findings of this study serve as a basis for the development of criteria for the establishment of hazard levels for heat and air pollution impacts on human health. They have been included into the «Action plan of Moscow executive authorities on the reduction of impacts of abnormal heat and air pollution on the human health».

Keywords: ambient air, pollution, PM₁₀, ozone, heat waves, mortality, Moscow.

Введение

Задача оценки рисков для здоровья населения от загрязнения атмосферного воздуха предъявляет особые требования к созданию и функционированию системы мониторинга качества атмосферного воздуха. Одними из основных требований являются: контроль веществ, приоритетных с точки зрения воздействия на здоровье, применение методов контроля, обеспечивающих достоверность оценки экспозиции, размещение постов мониторинга на территориях различного функционального назначения.

Помимо получения оценки воздействия токсичных атмосферных примесей на здоровье населения, перед системой мониторинга атмосферного воздуха могут стоять и многие другие цели. Поэтому, при разработке или усовершенствовании систем мониторинга, эти цели, равно как и цели обеспечения качества данных, должны быть обозначены самым тщательным образом. Так, обычно обоснованием для проведения оценки качества атмосферного воздуха служит необходимость контроля за соблюдением действующего норматива или стандарта конкретного загрязнителя воздушной среды. В большинстве случаев по своей важности эта задача остается более приоритетной по сравнению с другой задачей оценки качества атмосферного воздуха, состоящей в получении информации, необходимой для количественной оценки экспозиции населения и определения характера воздействия загрязненной воздушной среды на его здоровье. Одна из задач данного исследования заключалась не только в оценке экспозиции и оценки риска, но и в разработке соответствующих управленческих решений, которые затем

были включены в План действий органов исполнительной власти города Москвы по снижению воздействия аномальной жары и загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения.

Для правильной оценки экспозиции населения необходимо, чтобы изучаемые загрязнители, временные интервалы измерений и места для отбора проб отвечали требованиям оценки экспозиции человека, а также ожидаемым эффектам на здоровье. Для оценки популяционного риска, обусловленного загрязнением воздуха, также необходимы и данные о численности обследуемой части (плотности населения), эти данные должны обладать соответствующим пространственным разрешением.

Следует подчеркнуть, что при решении задач оценки рисков здоровью населения даже самый совершенный мониторинг представляет собой лишь один из инструментов получения оценки качества атмосферного воздуха и не позволяет получить детальные данные о пространственно-временном распределении концентраций вредных примесей. В этой связи, для надежной оценки экспозиции и рисков в качестве дополнения к действующим сетям мониторинга используются модели рассеивания и данные инвентаризации выбросов, которые являются важнейшими составляющими всесторонней программы управления качеством атмосферного воздуха. Важно подчеркнуть, что модели рассеивания вредных веществ в атмосфере играют ключевую роль при определении мест размещения репрезентативных постов мониторинга в очагах загрязнения для измерения типичных или повышенных его уровней.

Таким образом, мониторинг, инвентаризация выбросов и идентификация опасности совместно с прогностическими моделями рассеивания взаимно дополняют друг друга в рамках целостного подхода к оценке экспозиции и риска здоровью населения. Именно такой всеобъемлющий подход был использован в наших исследованиях при оценке риска здоровью от выбросов стационарных источников и автотранспорта на различных территориях Москвы в последние годы.

Методы и материалы

В Москве создана региональная система мониторинга качества атмосферного воздуха, которая в значительной степени удовлетворяет требованиям, предъявляемым к данным для решения задач оценки рисков. Система мониторинга действует с 1995 года и непрерывно развивается: вводятся в эксплуатацию новые станции, обновляется газоаналитическое оборудование, расширяется перечень контролируемых загрязняющих веществ. При планировании сети были учтены особенности расположения источников загрязне-

ния атмосферного воздуха, а также особенности территории, которые формируют ее предрасположенность к накоплению загрязнения на приземном уровне. Таким образом, система мониторинга качества атмосферного воздуха дает полное представление о диапазоне изменчивости загрязнения по территории города.

В настоящий момент система мониторинга качества атмосферного воздуха Московского государственного бюджетного учреждения «Мосэкомониторинг» Департамента природопользования и охраны окружающей среды Правительства Москвы включает в себя 52 автоматические станции контроля загрязнения атмосферы (АСКЗА), три специализированных метеорологических комплекса, две передвижные лаборатории, а также аналитическую лабораторию. Автоматические станции контроля загрязнения атмосферы размещены во всех функциональных зонах города и на различном удалении от его центра, в том числе 11 станций расположено на территориях вблизи автотрасс, 19 – на жилых территориях, 16 – на жилых территориях, которые подвержены влиянию выбросов промышленных предприятий.

В настоящее время на сети АСКЗА измеряется 31 параметр, включая содержание в воздухе загрязняющих веществ и метеорологические характеристики (давление, влажность, скорость и направление ветра измеряются на всех АСКЗА). Перечень контролируемых параметров для каждой станции определяется индивидуально. Основные загрязняющие вещества, рекомендованные Всемирной Организацией Здравоохранения (ВОЗ) для обязательного контроля, измеряются на всех АСКЗА (оксид углерода, оксид и диоксид азота, сумма углеводородных соединений, метан и безметановые углеводороды). Большинство станций измеряют содержание в атмосферном воздухе озона, PM_{10} и $PM_{2,5}$, диоксида серы. Специфические вещества, обладающие неприятным запахом, такие как аммиак и сероводород, контролируются вблизи источников. Измерение концентраций диоксида серы осуществляется на 31 станции, озона – на 18.

Особое внимание уделяется мониторингу в атмосферном воздухе частиц PM_{10} и $PM_{2,5}$, которые по результатам последних многочисленных эпидемиологических исследований, проведенных в разных странах мира, представляют серьезную угрозу здоровью. В настоящее время в системе мониторинга имеется 64 анализатора для контроля частиц PM_{10} и $PM_{2,5}$. PM_{10} измеряется на 28 станциях, $PM_{2,5}$ – на 16 станциях. Введены в эксплуатацию автоматические пробоотборники для отбора суточных проб PM_{10} и $PM_{2,5}$ и последующего анализа в лаборатории эталонным методом. Действует автоматическая взвешивающая система для измерения концентраций PM_{10} и $PM_{2,5}$ эталонным гравиметрическим методом.

АСКЗА работают в автоматическом непрерывном круглосуточном режиме. Измерения осуществляются с частотой от 1 раза в секунду до 1 раза в 20 минут и автоматически усредняются за 20-ти минутный период. Автоматический и непрерывный режим необходим для соблюдения установленных требований к точности и достоверности оценок средних значений, получения оперативных данных в случае возникновения аварийных и чрезвычайных ситуаций, при высоком уровне загрязнения воздуха, чтобы обеспечить расчет экспозиции населения и проведения оценки острых эффектов на здоровье.

Ежедневно проводятся работы по обеспечению качества данных. Деятельность по обеспечению качества включает в себя обеспечение качества измерений (эксплуатацию средств измерений) и ежедневный контроль качества данных, ежегодную ратификацию данных. Ежегодно проводится государственная метрологическая поверка средств измерений. Оборудование прошло межлабораторные сравнительные испытания в рамках организованной Центром сотрудничества с ВОЗ при Федеральном агентстве по окружающей среде Федеративной Республики Германии европейской интеркалибровки автоматических газоанализаторов.

Деятельность по обеспечению качества данных и эксплуатации средств измерений направлена на соблюдение российских и международных критериев точности и достоверности данных измерений и оценок осредненных за определенный период показателей загрязнения, полученных с использованием первичных данных.

По обеспеченности Москвы автоматическими станциями, контролируемым параметрам, методам и средствам контроля московская система мониторинга изначально создавалась в соответствии с требованиями директив ЕС (Directive 2008/50/EC). Все методы контроля являются референтными либо эквивалентными. Это важно для обеспечения сопоставимости с данными в других европейских городах и использования зарубежных методик анализа качества воздуха.

Данные о загрязнении атмосферного воздуха в режиме реального времени поступают в Единый городской фонд данных экологического мониторинга города. Преимуществом непрерывных круглосуточных измерений является информирование населения о качестве воздуха в режиме реального времени и, что особенно важно, возможность расчета вероятностных характеристик среднесуточных концентраций. Данные по всем контролируемым загрязняющим веществам с автоматических станций контроля загрязнения атмосферы публикуются на сайте ГПБУ «Мосэкомониторинг».

Средние по городу концентрации загрязняющих веществ, используемые в настоящем исследовании, были рассчитаны только на основании данных тех станций контроля качества воздуха, которые смогли предоставить более 75% достоверных 20-минутных измерений в данный календарный день.

Мосэкомониторингом была разработана процедура нормирования концентраций для учета различного числа станций, работавших в различные дни периода исследования. Эта процедура состояла из трех шагов:

- 1) Рассчитывался нормированный ряд среднесуточных концентраций для каждой автоматической станции контроля загрязнения атмосферы:

$$C_{\text{норм}}[\text{станция } i; \text{ среднесуточная}] = (C[\text{станция } i; \text{ среднесуточная}] - C[\text{станция } i; \text{ среднегодовая}]) / SD[\text{по станции } i \text{ для ряда из среднесуточных значений за выбранный год}];$$

- 2) Рассчитывались среднесуточные значения для города на основе нормированных рядов для станций, работавших в данный день:

$$C_{\text{норм}}[\text{город; среднесуточная}] = \frac{\sum_{i=1}^N C_{\text{норм}}[\text{станция } i; \text{ среднесуточная}]}{N};$$

- 3) Проводилось обратное преобразование нормированных рядов для города:

$$C[\text{город; среднесуточная}] = C_{\text{норм}}[\text{город; среднесуточная}] * SD[\text{для наиболее репрезентативной станции в городе}] + C[\text{среднегодовая для наиболее репрезентативной станции в городе}].$$

Наиболее репрезентативной станцией является та, которая в данном году работала наибольшее число дней. Нормализованные концентрации были вычислены отдельно для четырех функциональных зон (жилые, смешанные жилые и промышленные, природные, автотрассы).

Средние по городу концентрации оксида углерода, оксида и диоксида азота, озона рассчитаны путем усреднения нормализованных среднесуточных значений концентраций загрязняющих веществ в четырех функциональных зонах (жилые, смешанные, природные, автотрассы).

Средние по городу концентрации диоксида серы рассчитаны усреднением нормализованных значений для двух зон – вблизи автотрасс и для жилых территорий (совместно со смешанными территориями). Отдельно рассчитать средние значения концентраций для каждой зоны (жилые, смешанные и природные) не представлялось возможным в связи с недостаточным количеством станций.

Среднюю по городу среднесуточную концентрацию для частиц PM_{10} рассчитывали усреднением средних нормализованных значений для трех зон – жилых, смешанных, природных. Вблизи автотрасс содержание PM_{10} либо не измерялось, либо количество измерений не удовлетворяло критериям достоверности.

Кроме среднесуточных концентраций анализировались 8 часовые уровни озона за два года – 2011 и 2012, которые также были нормализованы описанным выше методом.

Результаты

Важнейшей характеристикой загрязнения атмосферного воздуха является среднее многолетнее значение концентраций. Для характеристики максимальных воздействующих уровней был вычислен 98 перцентиль распределения суточных значений. Этот перцентиль будет превышен в течение 7 дней в среднестатистическом году, хотя в разные годы число наихудших дней будет различным. Например (по крайней мере для частиц PM_{10}), наихудшие дни в основном наблюдались летом 2010 г. из-за аномальной жары, сопровождавшейся пожарами лесов и торфяников. Сам по себе 98 перцентиль был взят произвольно, чтобы сохранить симметрию с определением температурного порога для идентификации волн жары. В данном исследовании этот порог принят на уровне 98 перцентиля многолетнего распределения среднесуточных температур воздуха. За период 1980-2012 гг. (исключая 2010 г. как аномально жаркий) этот перцентиль соответствовал температуре $23,6^{\circ}C$. Волна жары должна состоять из трех и более последовательных дней со среднесуточными температурами, превышающими данный порог. Были исследованы временные ряды суточных значений загрязнения на наличие линейного многолетнего тренда, регулярной сезонной компоненты и корреляции с волнами жары в рамках обобщенной линейной регрессионной модели с Гауссовым распределением зависимой переменной:

$$E(P_t) = \text{Const} + \beta_{lin}t + \beta_{heat}h + \beta \cos \frac{2\pi(t-\theta)}{365,25} + \{DOW\} \quad (1)$$

где:

P_t – ожидаемая концентрация данного загрязняющего вещества в день t , $t=1, 2, \dots, N$;

β_{lin} , β_{heat} , β и θ – регрессионные коэффициенты, характеризуют соответственно: линейный тренд в течение всего периода исследования, «волновую добавку» к концентрации поллютанта во время волн жары, амплитуду и фазу сезонных колебаний, которые предполагаются регулярными и аппроксимируются синусоидой с периодом 365,25 дней; Бинарная переменная h равна 1 во время волн жары и 0 во все остальные дни;

Набор из семи индикаторных переменных $\{DOW\}$ характеризует недельный цикл в концентрации поллютанта.

За период исследования (2006-2012 гг.) было 11 волн жары общей продолжительностью 92 дня, из них 50 дней пришлось на

2010 г. Здесь необходимо отметить, что аномально жаркое лето 2010 г. сопровождалось двумя волнами жары: первая была обычной волной длиной 6 дней (22-27 июня), а вторая продолжалась 44 дня (6 июля – 18 августа) и установила несколько температурных рекордов за всю историю наблюдений в Москве. Она также сопровождалась пожарами торфяников, что вызвало беспрецедентный эпизод смога в Москве. Соответственно в этот период сильно возросли и уровни частиц PM_{10} . Вопрос о том, может ли такая волна повториться в будущем, остается за рамками данной работы. Однако очевидно, что эта длительная волна совершенно не похожа на обычные волны жары, поэтому заслуживает отдельного изучения. Целью данной работы является установление корреляции между уровнями загрязнения и обычными волнами жары. Для достижения этой цели необходимо удалить вторую, длительную волну 2010 г. из выборки. Это можно сделать, например, заменив уровни загрязнения и температуры воздуха в период этой волны на средние многолетние значения для данных календарных дат. Соответственно, такая замена уменьшит и регрессионный коэффициент β_{heat} в Модели (1). Покажем это на примере частиц PM_{10} . Если брать выборку всех волн жары, включая длительную волну 2010 г., то $\beta_{heat} = (43,4 \pm 2,7) \text{ мкг/м}^3$ ($p < 0,001$). Если же исключить эту волну жары из выборки, то $\beta_{heat} = (14,1 \pm 2,4) \text{ мкг/м}^3$ ($p < 0,001$). Последний коэффициент характеризует увеличение уровня частиц PM_{10} во время обычных (коротких) волн жары, которые не сопровождались смогом. В таблице 1 приведены характеристики загрязнения (в мкг/м^3) основных загрязняющих веществ, полученные в рамках Модели (1) после исключения волны жары 2010 г. В квадратных скобках указаны 95% доверительные интервалы оценочных значений регрессионных коэффициентов; ниже указан уровень значимости.

Рассмотрим по отдельности полученные закономерности:

- для частиц PM_{10} : все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы. Концентрации PM_{10} линейно снижались в течение периода исследования в среднем на 3 мкг/м^3 в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 28 мая и амплитудой сезонных колебаний около 13 мкг/м^3 ; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 14 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, в среднем на 4 мкг/м^3 ;
- для оксида углерода: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы, кроме сезонной компоненты. Концентрации оксида углерода линейно снижались в течение периода исследования в среднем на 44 мкг/м^3 в год; сезон-

- ных изменений не выявлено; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 200 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели в среднем на 70 мкг/м^3 .
- для диоксида азота: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы, Концентрации линейно снижались в течение периода исследования в среднем на $0,2 \text{ мкг/м}^3$ в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 15 марта и амплитудой сезонных колебаний около 11 мкг/м^3 ; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 12 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, в среднем на 4 мкг/м^3 ;
 - для оксида азота: концентрации линейно снижались в течение периода исследования в среднем на $2,6 \text{ мкг/м}^3$ в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 25 декабря и амплитудой сезонных колебаний около 14 мкг/м^3 ; превышение ожидаемого уровня загрязнения во время волн жары, хотя и было установлено, оно было статистически незначимо; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, почти на 8 мкг/м^3 .
 - для диоксида серы: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы. Концентрации диоксида серы линейно снижались в течение периода исследования в среднем на $0,27 \text{ мкг/м}^3$.
 - 3 в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 9 февраля и амплитудой сезонных колебаний около $2,7 \text{ мкг/м}^3$; во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на $3,1 \text{ мкг/м}^3$; в воскресенье уровни загрязнения ниже, чем в остальные дни недели, в среднем на $0,5 \text{ мкг/м}^3$.
 - для озона: все коэффициенты в Модели (1) статистически значимы, кроме линейного тренда. Четко прослеживается сезонность с максимумом 21 мая и амплитудой сезонных колебаний около 24 мкг/м^3 ; интересно, что сезонный цикл озона синфазный с колебаниями частиц PM_{10} – ежегодные максимумы почти совпадают. Во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 13 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения выше (в отличие от остальных поллютантов), чем в остальные дни недели, в среднем на $2,5 \text{ мкг/м}^3$.
-

Таблица 1 – Некоторые характеристики среднесуточных концентраций основных загрязняющих веществ в атмосферном воздухе Москвы, мкг/м³ за 2006-2012 гг.

Среднее многолетнее	Вещество					
	CO	NO ₂	NO	O ₃	SO ₂	PM ₁₀
	620	37	37	31	4,6	32
98-й процентиль	1390	65	119	60	15,2	84
Линейный тренд: ^a $365 \times \beta_{lin}$	-44	-0,20	-2,6	нет	-0,27	-2,9
	[-49; -40]	[-0,39; -0,01]	[-3,1; -2,1]		[-0,34; -0,20]	[-3,2; -2,6]
	$p < 0,001$	$p = 0,031$	$p < 0,001$		$p < 0,001$	$p < 0,001$
Сезонность: ^b амплитуда $2 \times \beta$	Нет	10,7	13,7	23,7	2,7	12,6
	Нет	[9,6; 11,8]	[10,8; 16,5]	[22,6; 24,8]	[2,3; 3,1]	[10,7; 14,4]
	Нет	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$
Фаза: Дата максимума	Нет	15 марта	25 декабря	21 мая	9 февраля	28 мая
Волновая добавка β_{heat}	200	11,6	4,5	13	3,1	14,1
	[130; 270]	[8,8; 14,4]	[-2,7; 11,7]	[10; 16]	[2,1; 4,1]	[9,3; 18,8]
	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,22$	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$
Недельный цикл ^c	70	4,1	7,6	-2,5	0,48	4,2
	[44; 96]	[3,0; 5,2]	[4,8; 10,3]	[-3,6; 1,4]	[,10; ,87]	[2,4; 6,0]
	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p < 0,001$	$p = 0,013$	$p < 0,001$

^a Модель (1) дает коэффициент β_{lin} в расчете на 1 день. Удобно умножить этот коэффициент на 365, чтобы показать, насколько изменилась средняя концентрация за год из-за линейного тренда.

^b $2 \times \beta$ представляет собой разницу между сезонным максимумом и минимумом, которые в рамках Модели (1) разделены в точности полугодом. В действительности, конечно, сезонное поведение может быть более сложным.

^c Разность между средним значением за понедельник – субботу и средним значением в воскресенье;

Норматив озона установлен в США для 8-часового воздействия в качестве федерального стандарта качества атмосферного воздуха (NAAQS). Естественно, речь идет о максимальной 8-часовой концентрации, достигнутой в течение суток. Аналогично, в соответствии с последними рекомендациями ВОЗ (WHO, 2006), 8-часовой норматив для озона равен 100 мкг/м³.

В атмосферном воздухе Москвы в 2011 г. было всего 18 дней с превышением этого стандарта, а в 2012 г. – всего два дня (табл. 2).

Естественно, максимальные уровни озона достигаются в жаркие летние дни, когда солнечная погода способствует фотохимическим процессам образования озона в приземном слое воздуха. Как видно из табл. 2, из 20 дней с превышением стандарта ВОЗ 18 дней пришлось на летние месяцы. Из этих 18 дней шесть дней пришлось на волны жары, в том числе два дня с максимальными уровнями 8-ч озона (133 мкг/м³).

Таблица 2 – Дни с превышением 8-часового норматива ВОЗ для озона, 2011-2012 гг.

Дата	Макс. 8-ч. концентрация озона в течение суток, мкг/м³	Дата	Макс. 8-ч. концентрация озона в течение суток, мкг/м³
27.04.2011	103	26.07.2011*	103
01.06.2011	109	27.07.2011*	133
02.06.2011	123	28.07.2011*	133
02.07.2011	103	09.08.2011	100
03.07.2011	107	14.08.2011*	102
04.07.2011	108	15.08.2011*	104
15.07.2011	102	28.08.2011	100
19.07.2011	102	30.08.2011	110
21.07.2011	104	21.05.2012	103
24.07.2011*	107	08.07.2012	106

**Дни во время волн жары выделены жирным шрифтом*

Заметим, что три других последовательных дня из этой таблицы (2-4 июля 2011 г.) следовали непосредственно за волной жары 27 июня – 01 июля 2011 г. и также были очень жаркими, с температурами лишь на доли градуса ниже порога жары, так что эти три дня тоже можно считать связанными с волной жары.

Поскольку 8-часовые концентрации озона были вычислены усреднением часовых наблюдений, эти концентрации доступны за каждый час в течение каждых суток. Удобно «привязать» каждую 8-часовую концентрацию озона к середине соответствующего 8-часового периода. То есть, например, 8-часовая концентрация, измеренная в 12-00, соответствует периоду усреднения с 8-00 до 16-00 ч. Это удобно, чтобы установить, в какое время суток обычно достигаются максимальные суточные 8-часовые уровни озона. Гистограмма частот на рис. 1А показывает распределение максимальных суточных 8-часовых уровней озона по времени суток для всего двухлетнего периода 2011-2012 гг., а рис. 1Б – то же самое распределение только за летние дни этого же периода. Во избежание путаницы подчеркнем, что на вертикальной оси отложены не уровни озона в мкг/м³, а число дней, в которые максимальная концентрация достигалась в то или иное время суток.

Как показывают гистограммы (рис. 1), чаще всего максимальная концентрация озона достигается в 15-00 и в 16-00. Гистограмма за

все дни года имеет довольно неоднородный вид: максимальная концентрация озона довольно часто достигается в ночные часы. Это, скорее всего, должно происходить в осенне-зимний период, когда в Москве очень мало ясных дней и фотохимический синтез не столь важен.

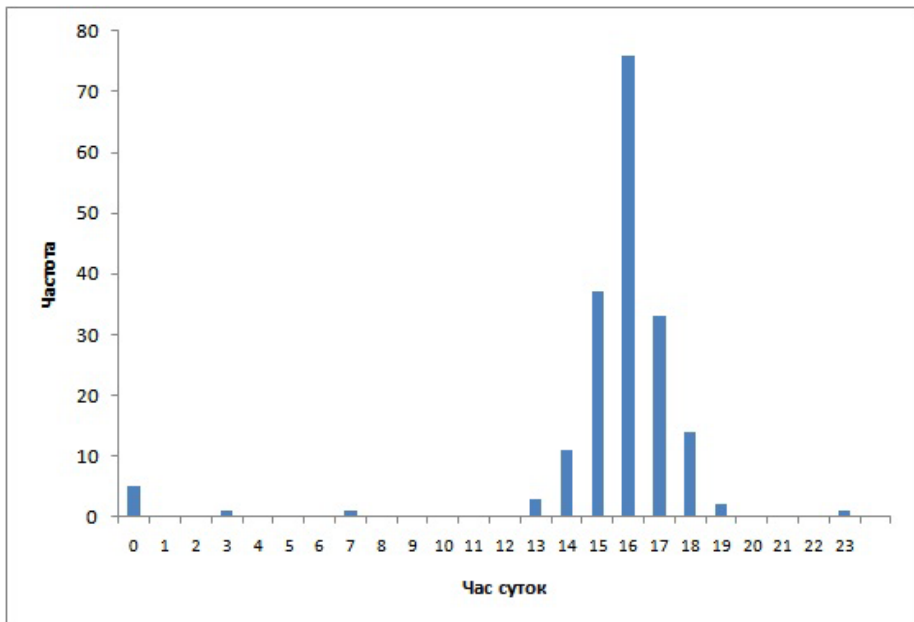
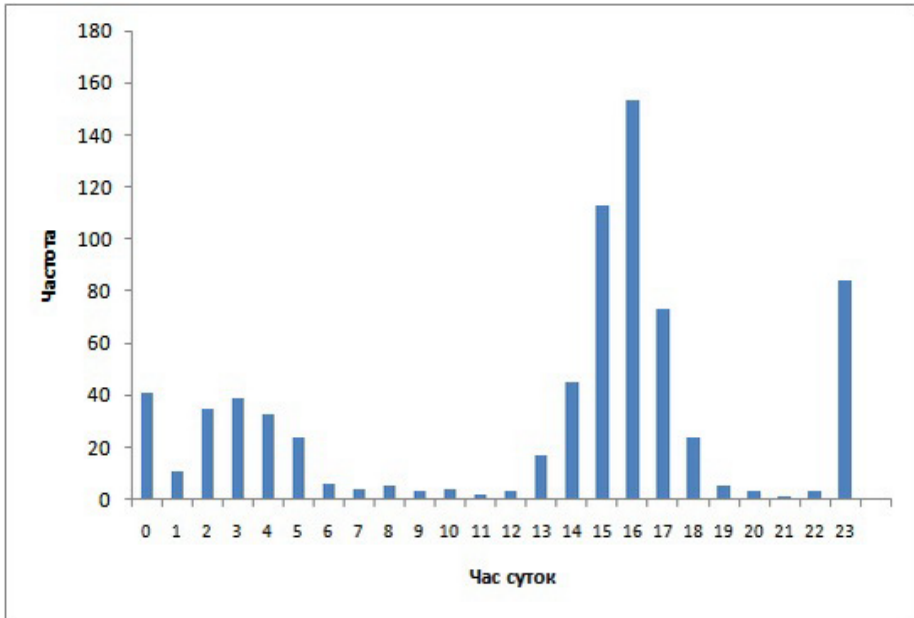


Рисунок 1 – Распределение максимальных 8-ч концентраций озона по времени суток (номер часа соответствует середине 8-ч интервала осреднения): а) – круглый год, б) – только летние дни.

Эту гипотезу подтверждает гистограмма только за летние дни, которая имеет правильную Гауссову форму с максимумом в 16-00 (заметим, что 16:00 летом соответствует 15:00 по астрономическому времени зимой – времени достижения суточного максимума температуры).

Динамика максимальных 8-часовых концентраций озона в течение каждых суток по показателям, указанным в табл. 3, рассчитана только за два года.

Таблица 3 – Некоторые характеристики максимальных 8-часовых уровней озона за каждые сутки, мкг/м³

Поллютант	8-часовой озон
Среднее многолетнее	47
98-й процентиль	103
Линейный тренд: ^a $365 \times \beta_{lin}$	-5,1 [-7,3; -2,9] $P < 0,001$
Сезонность: ^b амплитуда $2 \times \beta$	44 [40; 47] $P < 0,001$
Фаза: Дата максимума	11 июня
Волновая добавка β_{heat}	32 [25; 39] $p < 0,001$
Недельный цикл ^c	-2,3 [05,4; 0,8] $p = 0,0145$

^a Модель (1) дает коэффициент β_{lin} в расчете на 1 день. Удобно умножить этот коэффициент на 365, чтобы показать, насколько изменилась средняя концентрация за год из-за линейного тренда

^b $2 \times \beta$ – разница между сезонным максимумом и минимумом, которые в рамках Модели (1) разделены в точности полугодом. В действительности, конечно, сезонное поведение может быть более сложным.

^c Разность между средним значением за понедельник – субботу и средним значением в воскресенье

Таким образом, все коэффициенты озона в Модели (1) статистически значимы, кроме недельного цикла. 8-часовые концентрации озона линейно снижались в течение периода исследования в сред-

нем на 5 мкг/м^3 в год; четко прослеживается сезонность с максимумом 11 июня и амплитудой сезонных колебаний около 44 мкг/м^3 . Во время волн жары уровни загрязнения выше в среднем на 32 мкг/м^3 ; в воскресенье уровни загрязнения выше, чем в остальные дни недели, в среднем на $2,3 \text{ мкг/м}^3$, однако это превышение статистически недостоверно.

Оценка риска для здоровья населения

Как было указано выше, при определении риска здоровью населения от выбросов стационарных источников и автотранспорта на различных территориях Москвы оценка экспозиции проводилась на основе целостного подхода, включающего мониторинг, инвентаризацию выбросов и идентификацию их опасности совместно с прогностическими моделями рассеивания, позволяющими установить пространственно-временное распределение концентраций приоритетных веществ с любой степенью детализации. В качестве моделей рассеивания выбросов от стационарных источников использовались наиболее современные модели ISC и AERMOD, разработанные Агентством по охране окружающей среды США, а от автотранспорта – программа CAL3QHC, в основе которой лежит известная модель рассеивания выбросов от автотранспортных потоков CALINE-3, рекомендованная Организацией экономического сотрудничества и развития (ОЭСР).

В результате проведенных исследований было установлено, что основной вклад в уровни канцерогенного риска на территориях Москвы вносят выбросы автотранспорта. Перед нами стояла задача оценить риск для здоровья населения, проживающего на территориях, примыкающих к проектируемой крупной автодороги, где проживает до 3,5 млн. жителей. Примерно 6% (200 тыс. человек) проживают в зоне высокого уровня канцерогенного риска, до 340 тыс. – на территориях с уровнями риска, близкими к высокому, в зоне умеренного риска – около 1 млн. 450 тыс. человек и в относительно благополучной зоне – 1 млн. 500 тысяч. В целом такие и более высокие уровни канцерогенного риска характерны для большинства мегаполисов мира.

Оценка вкладов 10 основных канцерогенов, содержащихся в выбросах автотранспорта, в уровни суммарных канцерогенных рисков, показал, что ведущее место среди канцерогенов занимает бензол (36,8% вклада в суммарный риск). Далее следуют 1,3-бутадиен (26%), формальдегид (25,4%), ацетальдегид (7,8%), сажа (3,4%). Таким образом, вклад этих 5 веществ в суммарный канцерогенный риск для здоровья населения г. Москвы в результате загрязнения воздуха отработавшими газами автотранспорта составлял 99,4%. Вклад остальных 5 канцерогенов (свинец, стирол,

бенз(а)пирен, кадмий, никель) в суммарный канцерогенный риск не превышал 0,6%.

Результаты исследований по оценке риска прироста числа случаев дополнительной смертности за год от воздействия PM_{10} и $PM_{2,5}$ на основе моделей рассеяния выбросов свидетельствуют:

- Уровень индивидуального риска дополнительной смертности от воздействия PM_{10} в год на территориях САО и ЮВАО колеблется в пределах от $3,6 \cdot 10^{-4}$ до $4,8 \cdot 10^{-4}$;
- Уровень аналогичного риска от воздействия
- $PM_{2,5}$ составляет на некоторых территориях ЮВАО $1,38 \cdot 10^{-3}$, что можно отнести к очень высокому уровню риска, требующего принятия срочных мер по его снижению.

Близкие к полученным значениям индивидуального риска смертности от воздействия PM_{10} уровни были получены по результатам измерений на станциях Мосэкомониторинга. Так, согласно этим данным, среднегодовая концентрация PM_{10} в различных районах Москвы находится в диапазоне от 0,027 мг/м³ до 0,041 мг/м³. В этом случае уровни индивидуального риска смертности в год от воздействия PM_{10} варьируют в пределах от $1,6 \cdot 10^{-4}$ до $2,5 \cdot 10^{-4}$.

На основании этих расчетов популяционный риск смертности, обусловленной загрязнением атмосферного воздуха взвешенными частицами (только от хронического воздействия фракции PM_{10}), может достигать 2500-3000 дополнительных случаев в год на 10-12 млн. населения Москвы, что составляет примерно 2,2% от общей смертности за год.

Установленные на основе прямого эпидемиологического исследования в Москве единичные коэффициенты риска, отражающие относительный прирост суточной смертности на каждые 10 мкг/м³ возрастания концентрации частиц PM_{10} и озона (0,47% для PM_{10} и 0,41% для озона), позволили рассчитать относительный прирост суточной смертности, соответствующий приросту экспозиции от 50 процентиля до 90 и 99 процентиля многолетнего распределения среднесуточных уровней загрязнения (табл. 4 и 5). 50 перцентиль многолетнего распределения экспозиции соответствует некоторому «референтному» (фоновому) для данного города уровню смертности, от которого можно отсчитывать ее прирост.

Следует подчеркнуть, что полученные в Москве единичные коэффициенты риска для частиц PM_{10} и озона практически совпадают с зарубежными данными и осредненными показателями ВОЗ (ВОЗ, 2001). Так, полученные на основе мета-анализа в 29 городах Европы и 20 городах США коэффициенты для суточной смертности

от PM_{10} составили соответственно – 0,62% и 0,46% на каждые 10 $мкг/м^3$ (Katsouyanni et al, 2001; Samet et al, 2000). Аналогичные показатели, установленные в 29 городах за пределами Западной Европы и Северной Америки, составили 0,5% (Cohen et al, 2004). Такой же единичный коэффициент риска (0,49%) получен в городах Азии. Эти результаты свидетельствуют, что уровни риска от воздействия частиц PM_{10} практически не различаются в развитых и развивающихся странах (WHO, 2006).

Приведенная в табл. 4 и 5 информация позволяет не только классифицировать реальную ситуацию с загрязнением PM_{10} и озона по степени риска, но и в зависимости от фактических процентилей распределения концентраций рассчитать ожидаемое число дней в году, когда уровни экспозиции превышают соответствующий процентиль или, другими словами, ожидаемое число дней в году с той или иной степенью риска для здоровья. Например, учитывая, что существующий отечественный среднесуточный норматив PM_{10} , равный 60 $мкг/м^3$, установлен на уровне 99 процентиля, то есть может быть превышен только в течение 1% дней в году, а это соответствует примерно 3,7 дня, то, как следует из табл. 4, с учетом фактических процентилей распределения концентраций, полученных на станциях Мосэкомониторинга, превышение нормативного уровня PM_{10} и, следовательно, допустимых уровней риска будет отмечаться в течение 37 дней в году. При этом, ожидаемое число дней в году с приростом случаев смертности до 1,75%, составит 15 дней, с приростом случаев смертности от 1,75 до 3,2% – 18 дней и свыше 3,2% – около 4 дней. В остальные 328 дней в году уровни риска будут соответствовать допустимым величинам.

Таблица 4 – Прирост смертности (%), соответствующий возрастанию экспозиции от 50 до 99-процентиля

Фактор	50%	90%	92%	94%	96%	98%	99%
PM_{10} , $мкг/м^3$	32	61	65	69	78	88	100
Озон, $мкг/м^3$	29	46	48	50	54	58	62

Таблица 5 – Процентили многолетних (2006-2009 гг.) распределений среднесуточных значений концентраций PM_{10} и озона в Москве

Фактор	90%	92%	94%	96%	98%	99%
PM_{10} , $мкг/м^3$	1,36	1,55	1,75	2,16	2,63	3,2
Озон, $мкг/м^3$	0,7	0,78	0,86	1,01	1,19	1,35

Волны жары, лесные пожары, качество атмосферного воздуха и смертность населения Москвы в 2010 г.

Волны жары и лесные пожары представляют значительный риск для здоровья, поскольку очень много людей может подвергаться воздействию этих факторов. Климатические модели показывают, что в будущем ожидается увеличение интенсивности и длительности волн жары, в том числе в умеренных широтах. В частности, при пожарах происходит выброс мелкодисперсных взвешенных веществ, но до сих пор не было получено доказательств комбинированного (совместного) действия продолжительной жары и, обусловленного лесными пожарами загрязнения воздуха, на здоровье. Пожары часто возникают во время жары, так что население одновременно находится под воздействием этих двух опасных факторов. Продолжительная жара летом 2010 г. в Москве привела к возгоранию лесов и торфяников вблизи города. Изучение поведения смертности в Москве в этот период позволяет получить прямое доказательство совместного действия волн жары и повышенного загрязнения атмосферного воздуха на смертность от различных причин. Ежедневное число смертей в Москве достигает 300 случаев, и статистическая мощность исследования временных рядов суточной смертности достаточно надежна. Летом 2010 г. волна жары продолжалась 44 дня с 6 июля по 18 августа, среднесуточные температуры превышали 30°C, а среднесуточные уровни PM_{10} – 300 $\mu\text{кг}/\text{м}^3$ в течение нескольких дней. Предыдущие исследования в Москве уже выявили влияние высоких температур и уровней загрязнения на смертность, однако погодные условия в предыдущие годы не были столь экстремальными, как в 2010 г. (Revich, Shaposhnikov, 2008; 2010).

Первоначальные оценки дополнительной смертности, полученные сразу после лета 2010 г., выявили около 11 тысяч случаев преждевременной смертности в Москве (Ревич, 2011), но эти оценки были получены на основании месячных, а не ежедневных рядов смертности. Для вычисления ожидаемой в данную календарную дату смертности использовались обобщенные линейные модели ежедневной смертности (Shaposhnikov et al., 2014). Функция распределения ежедневной смертности предполагалась Гауссовой (McCullagh, Nelder, 1989). Для вычисления ожидаемой (если бы не было волны жары и загрязнения воздуха) смертности $E(M)$ в каждый день «возмущенного» периода – после начала волны жары и до конца 2010 г. использовалась Модель (1) и данные о суточной смертности в каждый день «невозмущенного» периода – с начала 2006 г. и до начала волны жары 2010 г. Первые три члена в Модели (2) воспроизводили многолетний тренд смертности; сумма четырех

синусоидальных членов моделировала сезонные изменения; набор индикаторных переменных *DOW* моделировал недельный цикл.

$$E(M) = \text{Const} + \beta_{\text{lin}}t + \beta_{\text{quad}}t^2 + \sum_{i=1}^4 \beta_i \cos \frac{2\pi i(t-\theta_i)}{365} + \{\text{DOW}\} \quad (2)$$

Из модели были вычислены регрессионные коэффициенты β и фазы θ_i с помощью тригонометрического тождества

$$\cos(x + y) = \cos(x) \times \cos(y) - \sin(x) \times \sin(y).$$

Вычисление ожидаемой смертности в период волны жары по Модели (2) предполагает, что те же временные тренды, которые были характерны для смертности в период 2006-2009 гг., продолжились бы и в будущем при прочих равных условиях.

Для вычисления вкладов загрязнения воздуха, жары и их взаимодействия в дополнительную смертность от всех естественных причин во время волны жары была разработана обобщенная линейная модель суточной смертности за каждый день периода исследования 2006-2010 гг. При этом функция распределения предполагалась Пуассоновской – то есть модель была мультипликативной. Независимые переменные включали первый авторегрессионный член (логарифм смертности в предшествующий день) и функции, явно зависящие от времени t и факторов окружающей среды: среднесуточных уровней загрязнения *pollution*, температуры T , их взаимодействия *interaction* и относительной влажности воздуха *RH*:

$$\ln[E(M)] = \ln(M_1) + f_1(t) + f_2(\text{pollution}) + f_3(T) + \text{interaction} + S(\text{RH}, 4) \quad (3)$$

Опишем все эти функции по отдельности:

Зависимость от времени включала многолетний тренд, который моделировался так же, как и в Модели (2), однако сезонность моделировалась более гибко – кубическим сплайном S номера дня в году *DOY* с восемью степенями свободы в год:

$$f_1 = \beta_{\text{lin}}t + \beta_{\text{quad}}t^2 + S(\text{DOY}, 8\text{df}/\text{year}) + \{\text{DOW}\}$$

Зависимость от загрязнения учитывала только два загрязнителя: взвешенные вещества PM_{10} и озон O_3 . Предполагалось, что смертность может зависеть от уровней загрязнения за неделю до смерти, однако в силу высокой корреляции между уровнями загрязнения в соседние дни, зависимость описывалась двумя линейными членами: средним уровнем загрязнения за референтный и предшествующий день (индекс 01) и средним уровнем загрязнения за дни со второго по шестой до смерти (индекс 26). Наконец, индикаторная переменная W ($W = 0$ в холодную половину года 17 октября – 16

апреля и $W = 1$ в теплую половину) отражала современные представления о сезонности влияния озона на смертность:

$$f_2 = \beta_{01} + \beta_{PM_{26}} PM_{26} + \beta_{O_{01}} O_{01} + \beta_{O_{26}} O_{26} + W(\beta_{W_{01}} O_{01} + \beta_{W_{26}} O_{26})$$

Влияние температуры воздуха на смертность моделировалось двумя слагаемыми, которые можно условно назвать «основным эффектом» и «волновой добавкой». (Gasparrini, Armstrong, 2011) Первое описывает влияние температур воздуха за предшествующую неделю, а второе возникает только во время волн жары и является функцией номера дня *daynum* в период волны жары, продолжавшейся 44 дня. Такое представление предполагает, что волны жары сильнее влияют на смертность, чем столько же дней жары, расположенные «вразнобой»:

$$f_3 = S(T_{01}, 8) + S(T_{26}, 8) + S(\text{daynum}, 6)$$

В простейшем случае совместное действие линейно зависит от произведения воздействующих уровней двух опасных факторов – воздействующих доз взвешенных веществ и высоких температур воздуха. Это слагаемое равно нулю при всех температурах ниже 18°C – точки минимума температурной зависимости смертности в Москве:

$$Int = \beta_{Int} PM_{01} \max(0, T_{01} - 18)$$

Отметим, что при интерпретации результатов Модели (3) надо учитывать некоторую «ассиметрию» совместного действия по сравнению с собственно температурой и загрязнением: совместное действие предполагается «острым» (с лагом 01) в то время, как независимое действие температуры и загрязнения учитывает краткосрочный эффект жары, поскольку экспозиция фактически усредняется за предшествующую неделю. Взаимодействие высоких температур и уровней озона в Модели (3) не учитывалось.

На рис. 2 показана динамика смертности от всех естественных причин, среднесуточных температур и уровней PM_{10} в Москве летом 2010 г. В течение нескольких дней среднесуточные температуры превышали $+30^\circ\text{C}$ и уровни PM_{10} превышали 300 мг/м^3 . Пороговое значение температуры воздуха для идентификации волн жары равнялось $+23,6^\circ\text{C}$.

Если волной жары считать три и более последовательных дня со среднесуточными температурами выше этого порога, то всего за период 2006-2009 гг. в Москве было зафиксировано шесть волн жары, а летом 2010 г. – короткая (22-28 июня) и длинная (основная волна протяженностью 44 дня с 6 июля по 18 августа); их разделяла

недельная «передышка». В период второй волны горели леса и торфяники вблизи Москвы, что привело к очень высоким уровням загрязнения PM_{10} . На рис. 2 видно три эпизода, когда среднесуточные уровни PM_{10} постоянно превышали 98% процентиль многолетнего распределения (90 мкг/м^3). На этом рисунке также хорошо видно, что смертность резко увеличивалась в жаркие дни и в дни со смогом, достигнув отчетливого пика в начале августа, когда загрязнение было самым высоким. В течение пяти дней, 6-10 августа, смертность превышала фоновый уровень в три раза.

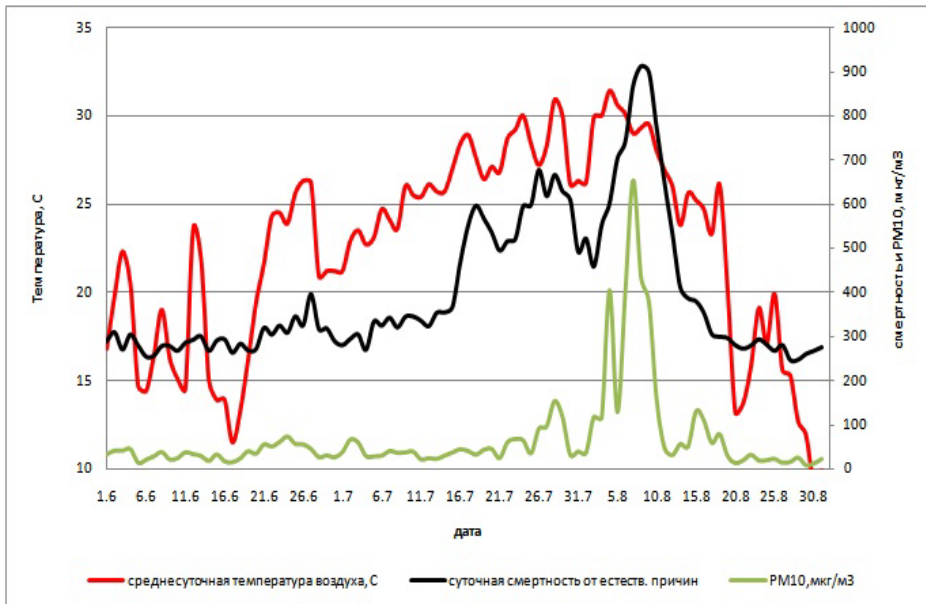


Рисунок 2 – Смертность от всех естественных причин, среднесуточная температура и уровни PM_{10} летом 2010 г. в Москве.

Таблица 6 показывает наблюдаемые и ожидаемые числа смертей в Москве за период 6 июля – 18 августа 2010 г. для двух возрастных групп и основных классов причин смерти. Общее число смертей от всех естественных причин за этот период равно 10 860. Относительный риск смерти выше в старшей возрастной группе от 65 лет и выше, хотя и среди лиц трудоспособного возраста в этот период возросло число смертей. Прирост смертности зафиксирован среди всех изученных классов причин смерти. Наибольшие относительные риски установлены для смертей от заболеваний нервной системы ($RR = 3,07$), мочеполовой системы ($RR = 2,54$), цереброваскулярных заболеваний ($RR = 2,37$), ишемической болезни сердца ($RR = 2,29$) и респираторных заболеваний ($RR = 2,05$). Среди заболеваний мочеполовой системы больше всего возросла смертность от заболеваний почек. Существенных различий между относительными рисками смертности среди мужчин и женщин не выявлено.

Прирост смертности в период волны жары 2010 г. нельзя объяснить только температурной зависимостью смертности, установленной по «невозмущенным» суточным рядам за предшествующие годы (рис. 3). Поэтому «волновая добавка» оказывается весьма существенной (рис. 4).

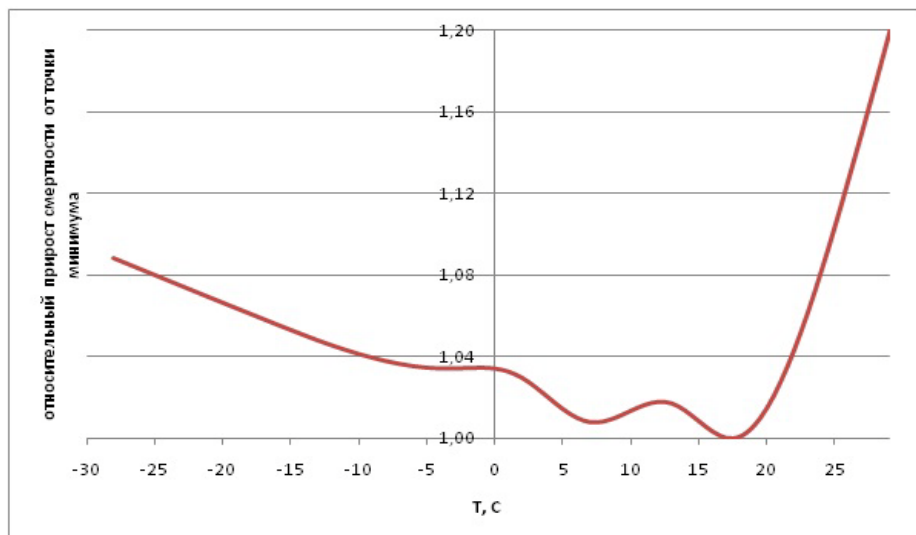


Рисунок 3 – «Основной» эффект температуры: Относительный прирост смертности от всех естественных причин в Москве при увеличении средней температуры за предшествующую неделю от 18°C до указанной на оси абсцисс температуры T.

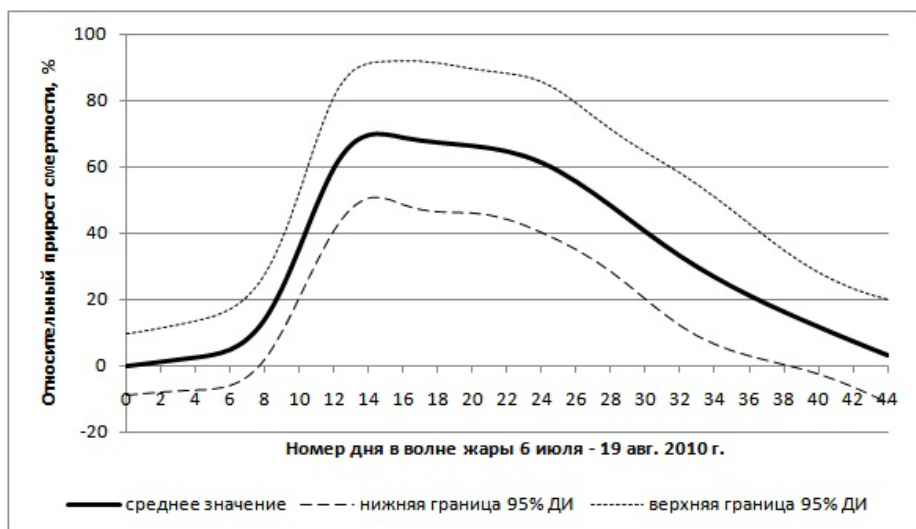


Рисунок 4 – «Волновая добавка» к температурной зависимости смертности: относительный прирост смертности как функция номера дня в волне жары между 6 июля и 19 августа 2010 г. Эта кривая характеризует накопление стресса из-за продолжительной жары, приспособление населения и краткосрочный эффект жатвы.

Температурная зависимость интерпретируется как прирост смертности, соответствующий $\Delta T = 1^\circ\text{C}$ в течение всей предшествующей недели. Это сумма сплайнов $S(T_{01}) + S(T_{26})$. Волновой эффект интерпретируется как относительный прирост смертности за каждый день с начала волны жары (6 июля) *сверх основного эффекта*. Он резко возрастает в течение первых двух недель до максимального значения $RR_{added} = 1,38$ (95% ДИ 1,27; 1,50) и затем постепенно снижается.

Таблица 6 – Наблюдаемое (О) и ожидаемое (Е) число смертей в период волны жары 06.06.2010 – 18.08.2010 в Москве

Причина и возрастная группа		Код МКБ-10	О	Разность О-Е	О/Е (95% CI)
Все естественные	Все возраста		22901	10859	1,90 [1,84; 1,97]
	Возраст ≤65 лет		6286	1908	1,44 [1,38; 1,49]
	Возраст >65 лет		16615	8868	2,14 [2,06; 2,23]
Новообразования		C	1984	198	1,11 [1,06; 1,17]
Психические расстройства и расстройства поведения		F	1189	553	1,87 [1,68; 2,11]
Болезни нервной системы		G	324	218	3,07 [2,52; 3,92]
Ишемическая болезнь сердца		I20-I25	8959	5045	2,29 [2,18; 2,40]
Цереброваскулярные заболевания		I60-I69	6423	3712	2,37 [2,24; 2,52]
Респираторные заболевания		J	604	309	2,05 [1,80; 2,39]
Болезни органов пищеварения		K	686	98	1,17 [1,07; 1,28]
Болезни мочеполовой системы		N	312	189	2,54 [2,14; 3,12]
Симптомы, признаки и отклонения от нормы, выявленные при клинических и лабораторных исследованиях, не классифицированные в других рубриках		R	963	512	2,13 [1,86; 2,50]
Внешние причины		V01-Y89	1102	181	1,20 [1,09; 1,33]

*Прирост в основном обусловлен тубулоинтерстициальными болезнями почек (N10-N16), для которых $O=239$ and $O/E=3,28$ (95% ДИ 2,64; 4,32). Среди внешних факторов риска развития этих заболеваний доказано воздействие тяжелых металлов, в частности свинца (свинцовая нефропатия), а также радиации (радиационный нефрит).

Рис. 5 показывает относительные вклады температуры, загрязнения и их совместного действия в прирост смертности в каждый день волны жары 2010 г. В рамках мультипликативной модели (3) вклады отдельных факторов перемножаются, при этом справедливо следующее выражение, если воспользоваться обозначениями модели (3) и последующих уравнений:

$$E(M) = M_{\text{фоновая}} \cdot f_3(T_{01}; T_{26}) \cdot f(\text{daynum}) \cdot f_2(\text{озон}; PM_{10}) \cdot \text{Int}$$

То есть, полученная моделированием ожидаемая смертность в период волны жары $E(M)$, получается умножением фоновой смер-

ности, которая была бы в данную календарную дату в отсутствии волны жары и загрязнения, на четыре множителя, при этом важен их порядок: сначала идут два множителя, отвечающие за температуру (основной эффект и волновая добавка), а потом – отвечающие за загрязнение (линейный эффект и взаимодействие с температурой). Рис. 5 позволяет вычислить эти множители.

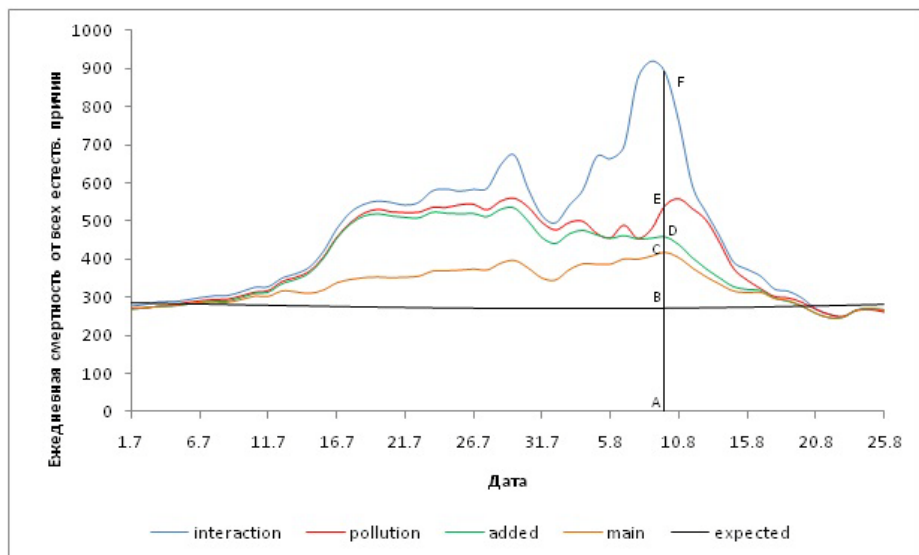


Рисунок 5 – Оценочные значения вкладов высокой температуры, загрязнения и их совместного действия в ежедневную смертность от всех естественных причин в Москве летом 2010 г. «Interaction»: совместное действие температуры и PM_{10} ; «Pollution»: PM_{10} и озон; «Added» – волновая добавка из-за непрерывного воздействия жары; «Main»: температурная зависимость смертности, «Expected» – фоновое значение смертности.

Для примера рассмотрим ситуацию, сложившуюся на 8 августа. Этот день выделен вертикальным отрезком AF, который разбит точками B, C, D, E на пять сегментов. Сегмент AB показывает фоновую смертность – она соответствует «обычным» для данной календарной даты уровням температуры и загрязнения ($36 \text{ мкг/м}^3 \text{ } PM_{10}$ и 35 мкг/м^3 озона). Для остальных сегментов выполняются следующие отношения:

- $AC/AB = f_3(T_{01}; T_{26})$ – это относительный прирост смертности из-за основного эффекта высоких температур воздуха;
- $AD/AC =$
- $f(daynum)$ – это прирост смертности из-за «волнового» эффекта – непрерывного воздействия жары;
- $AE/AD =$
- $f_2(\text{озон}; PM_{10})$ – это прирост смертности из-за повышенных уровней загрязнения озоном и PM_{10} ;

- наконец, $AF/AE = Int$ – это прирост смертности из-за совместного действия высоких температур и загрязнения.

Таким образом, важны не длины самих отрезков-сегментов, а их пропорции. Порядок независимых переменных на рис. 5 был выбран таким образом, чтобы показать, каков был бы прирост смертности, если убрать все загрязнение воздуха (до фона), оставив население под воздействием только жары. Этот мысленный эксперимент дает кривую D. Относительную величину совместного действия жары и загрязнения лучше всего иллюстрирует сравнение приростов смертности на 10 мкг/м^3 при различных температурах: 0,43% (0,09-0,77) при $T \leq 18^\circ\text{C}$; 0,77% (0,40-1,13) при $T = 22^\circ\text{C}$ и 1,44% (0,94-1,94) при $T = 30^\circ\text{C}$. Единичные риски взвешенных веществ и озона при различных лагах приводятся в таблице 7.

Анализ чувствительности полученных оценок риска PM_{10} к основным допущениям Модели (3) касался трех аспектов: способа описания сезонного поведения смертности, учета кратковременного смещения смертности при моделировании температурной зависимости смертности, а также выбора пороговой температуры для идентификации волн жары (табл. 7).

Первый анализ чувствительности состоял в сравнении кубических и тригонометрических сплайнов при моделировании сезонной компоненты смертности. Была показана сходимость результатов, полученных обеими методами, при замене $S(DOY) \rightarrow$

$$\sum_{i=1}^4 \beta_i \cos \frac{2\pi i(t-\theta_i)}{365}$$

при одинаковом числе степеней свободы в год.

Был проведен анализ чувствительности к выбору температурных переменных, характеризующих экспозицию в течение недели, предшествующей случаю смерти. Что касается выбора температурного порога, то важным результатом можно считать существенное снижение совместного действия температуры и загрязнения при повышении температурного порога до 99% процентиля многолетнего распределения среднесуточных температур ($25,1^\circ\text{C}$).

В рамках мультипликативной модели риски различных воздействующих факторов не складываются, а перемножаются. Однако в некоторых случаях линеаризация этой модели позволяет приблизительно оценить парциальные вклады всех факторов в дополнительную смертность, что позволяет легче интерпретировать полученные результаты. Хотя Модель (3) сильно нелинейна в «наихудшие» дни, в среднем для всего 44-дневного периода волны жары парциальные вклады можно вычислить достаточно точно разложением экспоненты в ряд Тейлора. Относительная ошибка вычисления парциальных вкладов равна 34% в самый худший день с наивысшей смертностью (8 августа), однако в среднем для периода волны жары ошибка составляет всего 10%.

Таблица 7 – Анализ чувствительности результатов к различным предположениям Модели (3)

Описание модели			AIC	Волновой эффект: Max RR _{added} ^a	N ^b	Относительный прирост смертности (%)				
						≤18°C	22°C		30°C	
Сезонность	Основной эффект температуры	Порог жары				PM ₁₀ ^c	PM ₁₀	Основной эффект температуры ^d	PM ₁₀	Основной эффект температуры
S(DOY)	S(T ₀₁ , 8)+S(T ₂₆ , 8)	98%	8,9249	1,38 (1,27-1,50)	14	0,43 (0,09-0,77)	0,77 (0,40-1,13)	1,01 (0,98-1,03)	1,44 (0,94-1,94)	1,44 (1,26-1,63)
Тригонометрические функции	S(T ₀₁ , 8)+S(T ₂₆ , 8)	98%	8,9351	1,4 (1,28-1,52)	14	0,42 (0,08-0,76)	0,76 (0,40-1,12)	1 (0,97-1,02)	1,44 (0,94-0,94)	1,4 (1,22-1,58)
S(DOY)	S(T ₀₁ , 8)	98%	8,9793	1,44 (1,35-1,53)	14	0,52 (0,21-0,79)	0,79 (0,47-1,12)	1,02 (1,01-1,04)	1,34 (0,88-1,79)	1,22 (1,13-1,31)
S(DOY)	S(T ₀₁ , 8)+S(T ₂₃ , 8)+S(T ₄₆ , 8)	98%	8,9204	1,38 (1,27-1,49)	14	0,47 (0,17-0,81)	0,79 (0,43-1,16)	1,01 (0,97-1,05)	1,44 (0,94-1,94)	1,47 (1,21-1,74)
S(DOY)	S(T ₀₁ , 8)+S(T ₂₆ , 8)	97%	8,9268	1,35 (1,25-1,47)	15	0,42 (0,08-0,76)	0,76 (0,39-1,12)	1 (0,97-1,02)	1,43 (0,93-1,93)	1,45 (1,26-1,64)
S(DOY)	S(T ₀₁ , 8)+S(T ₂₆ , 8)	99%	8,9418	1,31 (1,20-1,43)	14	0,33 (-0,01-0,67)	0,61 (0,25-0,97)	1 (0,97-1,02)	1,17 (0,69-1,65)	1,54 (1,35-1,73)

^a $max RR_{added}$ = максимальная величина относительного прироста смертности, обусловленного волновым эффектом во время волны жары

^b N = номер дня, в который достигается максимальный волновой эффект RR_{added}

^c на 10 мкг/м^3 PM_{10} при указанной температуре воздуха

^d относительно $18^\circ C$

Основной эффект высокой температуры дает наибольший вклад в суммарную дополнительную смертность: 40%, или 4300 случаев. Линейные члены с загрязнением воздуха и совместное действие температуры и загрязнения воздуха отвечают, соответственно, за 9% (1000 случаев) и 20% (2200 случаев смерти). Указанные здесь 9% распределяются, примерно, поровну между взвешенными частицами (5%) и озоном (4%). Это означает, что, если бы население в этот период находилось *только* под воздействием эквивалентных концентраций смога (при температурах ниже 18С), то дополнительная смертность снизилась бы на 91%. И наоборот, если бы никаких пожаров не было, то смертность в период жары снизилась бы на 29%.

На рис. 6 показана разность между наблюдаемым и ожидаемым (в отсутствие волны жары 2010 г.) ежедневным числом смертей от всех естественных причин в Москве между 2009 и 2012 гг. Невозмущенный период показан на этом рисунке для того, чтобы продемонстрировать правильность прогнозной модели, использованной для вычисления ожидаемого числа смертей. Важнейший результат – заметное снижение смертности в период октября – декабря 2010 г.

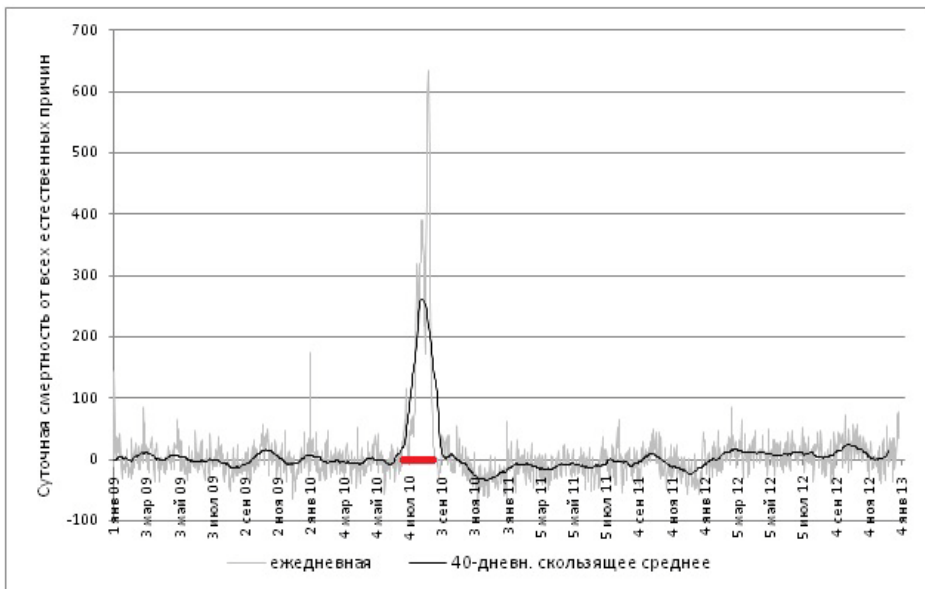


Рисунок 6 – Ежедневная смертность от всех естественных причин в Москве в 2009-2012 гг.

Красным выделен период волны жары 2010 г.

Вероятнее всего, это явление происходило и в течение всего 2011 г., после чего смертность вновь превысила ожидаемый уровень. Это подтверждает и рис. 7, на котором показана кумулятивная (накопленная с начала волны) дополнительная смертность. Общее число случаев преждевременной смертности в Москве достигло максимума 11 300 (95% ДИ: 10800-11800) лишь

спустя два месяца после окончания волны жары. Затем кумулятивная дополнительная смертность монотонно снижалась в течение 15 месяцев (в этот период наблюдается смещение смертности) и достигла абсолютного минимума 5800 смертей (95% ДИ: 1500-10100) к концу 2011 г. Эти оценки позволяют вычислить смещение смертности за указанный период: 49% (95% ДИ: 11% – 87%). Около половины случаев преждевременной смертности из-за воздействия волны жары и загрязнения атмосферного воздуха могли бы в отсутствие этих факторов прожить еще несколько месяцев (от двух до четырнадцати), но для другой половины был бы возможен и больший срок.

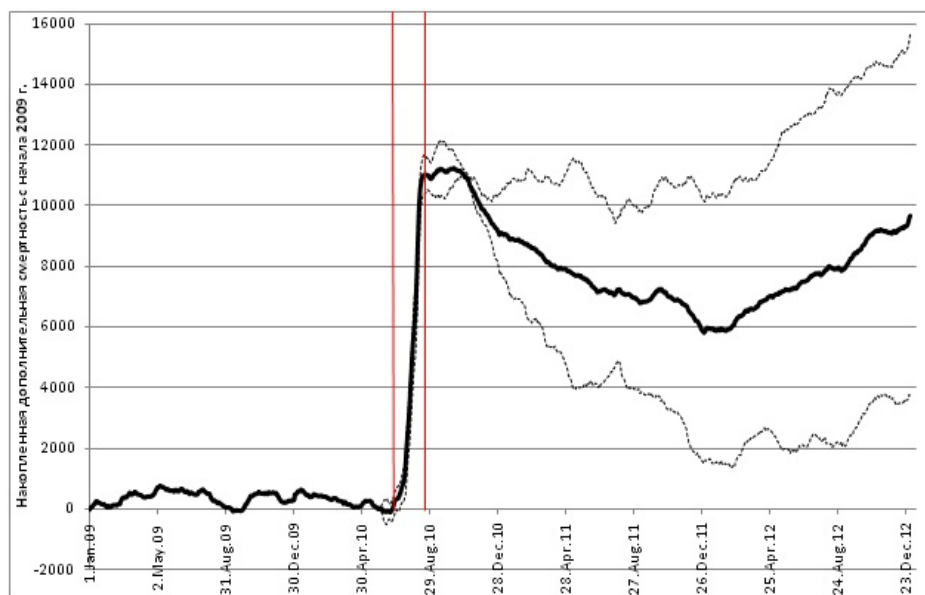


Рисунок 7 – Кумулятивная (накопленная) дополнительная смертность в Москве в 2009-2012 гг. Красным выделен период волны жары 2010 г.

Обсуждение результатов и заключение

Сравнение загрязнения атмосферного воздуха в Москве и других мировых мегаполисах показывает, что для большинства крупных городов отмечаются схожие тенденции в динамике снижения загрязнения атмосферного воздуха оксидом углерода, диоксидом серы и мелкими взвешенными частицами (PM_{10}). Среднегодовые концентрации загрязняющих веществ во всех рассматриваемых городах характеризуются высокой пространственной изменчивостью. Резкий рост концентраций поллютантов произошел летом 2010 г. во время аномальной продолжительной жары. Высокое качество данных мониторинга атмосферного воздуха позволило прояснить некоторые методологические вопросы, касающиеся совместного действия на здоровье волн жары и загрязнения воз-

духа PM_{10} , вызванного лесными пожарами, а при глобальном потеплении одновременное действие этих опасных факторов становится все более вероятным. Совместное действие озона и жары уже стало причиной высокой смертности в Европе летом 2003 г. (Filleul et al., 2006). Оценка дополнительной смертности в Москве летом 2010 г. (более 10 000 случаев) значительно превосходит аналогичные оценки в период «Чикагской жары» 1995 г. и в Париже летом 2003 г. (Vandentorren et al., 2004; Whitman et al., 1997). Полученные данные о влиянии аномальной жары и высокого уровня загрязнения атмосферного воздуха на здоровье населения послужили основой для разработки балльной шкалы опасности этих ситуаций для здоровья населения, включенный в План действий органов исполнительной власти Москвы во время жары

Во время волн жары гибнут преимущественно пожилые люди, но в данном исследовании получены достоверные доказательства дополнительной смертности в период волны жары также для лиц трудоспособного возраста, хотя относительный прирост смертности для них все же не столь высок, как для возрастной группы свыше 65 лет. Экономические потери из-за высокой смертности населения трудоспособного возраста летом 2010 года в Москве находятся в пределах 97-123 млрд. руб. или 1,23-1,57% ВВП (Порфирьев, 2013).

Среди основных групп причин смерти наиболее высокие риски установлены для сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний, заболеваний нервной системы и мочеполовой системы. Предыдущие исследования, в основном, касались влияния жары на смертность от сердечно-сосудистых и респираторных заболеваний, хотя некоторые исследователи установили влияние жары и на смертность от заболеваний нервной системы и почек (Kovats, Hajat, 2008; WHO, 2009). Возможные патофизиологические механизмы включают увеличение нагрузки на сердечно-сосудистую систему, почечную недостаточность, нарушение электролитического равновесия из-за обезвоживания.

Некоторые исследования показали, что в летние месяцы влияние взвешенных частиц от автотранспорта и других источников, не связанных с лесными пожарами, на смертность сильнее, чем в зимние месяцы. (Peng et al., 2005; Stafoggia et al., 2008; Yi et al., 2010). Например, в Корее было установлено, что в среднем за год смертность увеличивалась на 0,28% на 10 мкг/м^3 PM_{10} , а в летние месяцы увеличение смертности достигало 0,57%. (Yi et al, 2010). Относительный прирост смертности в Москве на 10 мкг/м^3 PM_{10} составляет 0,43% при температурах ниже 18°C , увеличиваясь до 1,44% при 30°C . В более ранних работах такие доказательства были весьма ограниченными и даже подвергались сомнению. (Johnston et al., 2011; Analitis et al., 2012; Vedal, Dutton, 2006; Morgan et al., 2010; Hanninen et al., 2009). В последнее время получены и новые данные о влиянии природных пожаров на смертность насе-

ления. Дополнительная смертность от них достигает в глобальном масштабе более 300 тыс. дополнительных смертей ежегодно (Johnston et al., 2012).

Список литературы

ВОЗ. 2001. Мониторинг качества атмосферного воздуха для оценки воздействия на здоровье человека. Региональные публикации ВОЗ. Европейская серия, №85. Копенгаген: Европейское региональное бюро ВОЗ. 293 с.

Порфирьев Б.Н. 2013. Экономическая оценка людских потерь в результате чрезвычайных ситуаций. Вопросы экономики. №1, с. 48-68.

Ревич Б.А. 2011. Волны жары, качество атмосферного воздуха и смертность населения Европейской части России летом 2010 года: результаты предварительной оценки. Экология человека. №7, с. 3-9.

Analitis A., Georgiadis I., Katsouyanni K. 2012. Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting. *Occup. Environ. Med.*; 69. pp. 158-162.

Cohen A., Anderson H.R., Ostro B., et al. 2004. Mortality impacts of urban air pollution. Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. M. Ezatti et al., eds. WHO. Geneva. pp. 1353-1434.

Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.

Filleul L., Cassadou S., Médina S., et al. 2006. The relation between temperature, ozone, and mortality in nine French cities during the heat wave of 2003. *Environ Health Perspect.* V. 114. №9, pp. 1344-1347.

Gasparrini A., Armstrong B. 2011. The impact of heat waves on mortality. *Epidemiology.* V. 22. №1, pp. 68-73.

Hanninen O.O., Salonen R.O., Koistinen K., Lanki T., Barregard L., Jantunen M. 2009. Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.* V. 19. pp. 414-422.

Johnston F.H., Hanigan I., Henderson S.B., Morgan G., Bowman D. 2011. Extreme air pollution events from bushfires and dust storms and their association with mortality in Sydney, Australia 1994-2007. *Environ. Res.* V. 111. №6, pp. 811-816.

Johnston F.H., Henderson S.B., Chen Y., et al. 2012. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environ. Health. Perspect.* V. 120. №5, pp. 695-701.

Katsouyanni K., Touloumi G., Samoli E., et al. 2001. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology*, V. 12, №5, pp. 521-531.

Kovats R.S., Hajat S. 2008. Heat stress and public health: a critical review. *Annu. Rev. Public Health.* V. 29. №1, pp. 41-55.

McCullagh P., Nelder J.A. 1989. *Generalized linear models*. 2nd ed. London: Chapman and Hall. 511 p.

Morgan G., Sheppard V., Khalaj B., et al. 2010. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. *Epidemiology* V. 21. №1, pp. 47-55.

Peng R.D., Dominici F., Pastor-Barriuso R., Zeger S.L., Samet J.M. 2005. Seasonal analyses of air pollution and mortality in 100 US cities. *Am. J. Epidemiol.* V. 161. №6, pp. 585-594.

Revich B., Shaposhnikov D. 2008. Excess mortality during heat waves and cold spells in Moscow, Russia. *Occup. Environ. Med.* V. 65. №10, pp. 691-696.

Revich B., Shaposhnikov D. 2010. The effects of particulate and ozone pollution on mortality in Moscow, Russia. *Air Qual. Atmos. Health.* V. 3. №3, pp. 117-123.

Shaposhnikov D., Revich B., Bellander T., Bedada G., Bottai M., Kharkova T., Kvasha E., Lezina E., Lind T., Semutnikova E., Pershagen G. 2014. Heat Wave and Wildfire Air Pollution related Mortality in the Summer of 2010 in Moscow. *Epidemiology*. V. 25, №3, pp. 359-364.

Samet J., Dominici F., Zeger S.L. et al. 2000. The national morbidity, mortality and air pollution study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Res. Rep. Health Eff. Inst.* V. 94, Part. 2, pp. 5-70.

Stafoggia M., Schwartz J., Forastiere F., Perucci C.A. 2008. Does temperature modify the association between air pollution and mortality? A multicity case-crossover analysis in Italy. *Am. J. Epidemiol.* V. 167. №12, pp. 1476-1485.

Vandentorren S., Suzan F., Medina S., et al. 2004. Mortality in 13 French cities during the August 2003 heat wave. *Am. J. Public Health.* V. 94. №9, pp. 1518-1520.

Vedal S., Dutton S.J. 2006. Wildfire air pollution and daily mortality in a large urban area. *Environ. Res.* V. 102. №1, pp. 29-35.

Whitman S., Good G., Donoghue E.R., Benbow N., Shou W., Mou S. 1997. Mortality in Chicago attributed to the July 1995 heat wave. *Am. J. Public Health*. V. 87. №9, pp. 1515-1518.

WHO. 2006. Air Quality Guidelines. Global Update 2005. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. 484 p.

WHO. 2009. Improving public health responses to extreme weather/heat-waves –EuroHEAT. WHO: Regional Office for Europe. Copenhagen. 70 p.

Yi O., Hong Y.C., Kim H. 2010. Seasonal effect of PM(10) concentrations on mortality and morbidity in Seoul, Korea: a temperature-matched case-crossover analysis. *Environ. Res.* V. 110. №1, pp. 89-95.