

Проблемы оценки риска здоровью населения мегаполисов (на примере отдельных районов г. Санкт Петербурга)

Н. И. Лукьянова и Е. С. Попова

Российский государственный гидрометеорологический университет, 192174 Санкт-Петербург, Россия

Поступила 11 мая 2011 г.

Обсуждаются возможности и проблемы использования известных методов оценки риска здоровью на основе зависимости «доза– эффект» для пороговых веществ. Рассматривается необходимость разработки адекватного метода оценки риска здоровью для пороговых веществ, в частности, с учётом линейно–нелинейных связей между дозой вещества и откликом на неё, химических особенностей веществ, половозрастных параметров индивидуума.

Ключевые слова: оценка риска здоровью, частотность дополнительного риска, модель Вейбулла–Гнеденко, линейно – квадратичная модель.

Проблема оценки риска здоровью обозначилась в конце XX — начале XXI веков в связи с обострением негативных аспектов взаимоотношений между природой и обществом. Так, увеличение численности населения городов и появление городов — миллионеров, в основном, инициировали усугубление таких социально-экологических проблем, как ухудшение состояния здоровья населения, сокращение продолжительности жизни, возрастание числа канцерогенных заболеваний и прочее. Указанные выше обстоятельства обозначили необходимость формирования методологической, в основном, и законодательной, в частности, основ оценки риска здоровью населения.

Так, в России впервые четырнадцать лет назад постановлением Главного государственного санитарного врача РФ и Главного государственного инспектора РФ по охране природы от 10.11.1997 г было закреплено положение «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации». По мнению д. мед. наук, проф. кафедры медицинской экологии ГОУ ДПО им. Г. В. Хлопина «Санкт-Петербургская медицинская академия последипломного образования» А. В. Киселёва уже за прошедшие несколько лет после выхода вышеуказанного документа данный вид экспертных работ стал основным

фактором, способствующим выработке наиболее адекватных решений в области управления хозяйственной деятельностью как на отдельных территориях, так и России в целом. Адекватность методики объяснялась тем, что полученные результаты имеют способность комплексно учитывать медицинские, природоохранные, социальные и экономические проблемы субъектов [1].

На основе принятой методики были созданы различные модели оценки риска здоровью населения. В частности, известные в настоящее время модели оценки можно условно разделить на два класса:

- модели, базирующиеся на оценке зависимости «доза — эффект» для пороговых веществ;
- модели, предполагающие оценку уровня риска здоровью для беспороговых, в том числе канцерогенных веществ [2].

В этой связи целью данного исследования являлось изучение проблем и возможностей методов оценки риска здоровью населения мегаполисов (на примере отдельных районов г. Санкт — Петербурга) для разработки в первом приближении современных подходов к созданию универсального метода оценки риска здоровью для пороговых веществ.

Таблица 1. Краткая характеристика исследуемых районов г. Санкт – Петербурга

Название района	Площадь, км ²	Население, тыс. человек	Зарегистрированные предприятия, количество	
			всего	крупные
Фрунзенский	35.8	405.2	~13000	35
Калининский	39.6	457.9	25577	~30
Приморский	109.8	412.2	несколько тысяч	55
Курортный	267.9	69.8	11	—

Для реализации цели исследования были поставлены следующие задачи:

- рассмотреть известные модели оценки риска для пороговых веществ;
- рассчитать частоту дополнительного риска для основных пороговых веществ на примере отдельных районов города и проанализировать полученные результаты;
- произвести сравнительный анализ известных моделей оценки риска здоровью для пороговых веществ;
- сделать общий вывод о применимости изученных в работе моделей оценки риска здоровью для пороговых веществ;
- представить основные положения универсального метода оценки риска здоровью для пороговых веществ.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В рамках исследования были рассмотрены модели оценки риска, описанные в работе [2]. Данные модели основаны на зависимости «доза–эффект» для пороговых веществ и являются базовыми среди существующих моделей, поэтому целесообразно произвести их сравнительную характеристику с целью определения той модели, которая даёт наиболее точные результаты.

Исследование проводили на примере отдельных районов для г. Санкт-Петербург: Калининского, Приморского, Курортного, Фрунзенского. Выбор объектов исследования был обусловлен их социально-экономической и хозяйственной

значимостью. Характеристики критериев выбора районов приведены в табл. 1.

Табл. 1 наглядно демонстрирует неоднородность районов по предложенным критериям выбора.

Согласно Руководящему документу Р.1.10.1920 — 04 следующим этапом оценки риска здоровью населения после выбора объекта исследования является сбор данных о химических веществах, потенциально способных воздействовать на здоровье населения и выбор среди них приоритетных (индикаторных) веществ. Ведущими критериями для выбора этих веществ являются их токсические свойства, распространенность в окружающей среде и вероятность их воздействия на человека: количество вещества, поступающее в окружающую среду; численность населения, потенциально подверженного воздействию; высокая стойкость (персистентность) вещества в объекте окружающей среды; способность к биоаккумуляции; способность вещества к межсредовому распределению; опасность для здоровья человека (способность вызывать вредные необратимые и отдаленные эффекты, обладающие высокой медико-социальной значимостью) [3]. Кроме того, одним из определяющих критериев формирования перечня приоритетных веществ является наличие и доступность адекватных данных о веществах и населении, подвергающемся воздействию.

В связи с вышеуказанными обстоятельствами расчёт частоты дополнительного риска здоровью населения (частота или повторяемость проявления неблагоприятных эффектов в результате воздействия негативных факторов среды обитания) для обозначенных районов

Таблица 2. Параметры, необходимые для расчётов по моделям Вейбулла–Гнеденко и линейно–квадратичной

Название района, № поста наблюдения*	$qe_{,1}$	D_1 , мг	$qe_{,2}$	D_2 , мг	D , мг	1 вещество/ 2 вещество	Индикаторное вещество
Калининский, 18	0.4	175.7	0.45	292.8	263.5	NO/ПМ ₁₀	O ₃
Приморский, 8	0.3	131.8	0.45	292.8	175.7	NO/ПМ ₁₀	O ₃
Курортный, 11	0.1	43.9	0.15	2196.0	329.4	NO/CO	O ₃
Фрунзенский, Южная ТЭЦ, 2008 г	0.3	7.6	0.12	20386.2	0.1	CO/NO	H ₂ S

*согласно закреплённой нумерации постов АСМ в г. Санкт-Петербург

производился на основе детального исследования ограниченного числа приоритетных веществ. В табл. 2 представлены приоритетные (индикаторные) вещества для исследуемых районов. Выбор веществ был обусловлен, главным образом, их токсичностью для здоровья населения, проживающего на исследуемой территории, и наличием данных. Для Калининского, Приморского, Курортного районов г. Санкт-Петербурга были использованы данные, полученные автоматизированной системой мониторинга (АСМ) за 2008 г [4]. Для расчётов частоты дополнительного риска здоровью населения Фрунзенского района были использованы ежегодные формы государственной статистической отчетности Южной теплоэлектростанции (ТЭЦ-22) филиала «Невский» ОАО «ТГК-1» «2-ТП (воздух)» за 2008 г [5].

Непосредственно расчёты частоты дополнительного риска здоровью населения г. Санкт-Петербурга производили по уравнениям моделей 1–7, описывающим соответствующие распределения [2].

Для распределения Вейбулла–Гнеденко:

$$q_c(D) = 1 - e^{-aD^b} \quad (1)$$

где D — доза индикаторного вещества, a , b — положительные параметры.

Параметры можно рассчитать, если известны, хотя бы две пары значений, полученных в экспери-

ментальных исследованиях. Если было установлено, что значению D_1 соответствует частота $qe_{,1}$, а величине D_2 — частота $qe_{,2}$, то коэффициенты уравнения линейной регрессии вычисляются по формулам:

$$b = \frac{\{\ln[-\ln(1 - qe_{,2})] - \ln[-\ln(1 - qe_{,1})]\}}{\ln(D_2 / D_1)}, \quad (2)$$

$$a = -\ln(1 - qe_{,1}) / D_1^b \text{ или } a = -\ln(1 - qe_{,2}) / D_2^b \quad (3),$$

где $qe_{,1}$ — частота дополнительного риска здоровью от первого вещества, $qe_{,2}$ — частота дополнительного риска здоровью от второго вещества, D_1 — доза первого вещества, мг, D_2 — доза второго вещества, мг, где D , D_1 и D_2 рассчитывались по формуле:

$$a = -\ln(1 - qe_{,1}) / D_1^b \text{ или } a = -\ln(1 - qe_{,2}) / D_2^b \quad (4),$$

где c — концентрация вещества, мг м⁻³, v — скорость (интенсивность) поступления вещества в организм человека, м³ день⁻¹, t — продолжительность поступления, день⁻¹.

Зависимость между дозой токсиканта и откликом на неё на основе линейно-квадратичной модели определялась по следующему выражению:

$$qe = aD + bD^2 \quad (5),$$

где D — доза индикаторного вещества, a , b — положительные параметры.

Таблица 3. Частота дополнительного риска здоровью населения, рассчитанная по модели Вейбулла–Гнеденко $q_e(B-F)$ и линейно–квадратичной модели $q_e(I-K)$

Название района, № поста наблюдения	Концентрация вещества, мг м ⁻³	ПДК вещества, мг м ⁻³ [3]	Превышение ПДК, раз	D , мг	$q_e(B-F)$	$q_e(I-K)$
Калининский, 18	0.036000	0.030	1.2	263.5	0.44900	0.8300
Приморский, 8	0.024000	0.030	нет	175.7	0.34900	0.5140
Курортный, 11	0.045000	0.030	1.5	329.4	0.12300	0.8980
Фрунзенский, ТЭЦ, 2008	0.000016	0.008	нет	0.1	0.00004	0.0048

Коэффициенты уравнения (5) a и b рассчитывали следующим образом:

$$b = (q_{e,1} / D_1 q_{e,2} / D_2) / (D_1 D_2), \quad (6)$$

$$a = (q_{e,1} - b D_1^2) / D_1 \text{ или } a = (q_{e,2} - b D_2^2) / D_2, \quad (7)$$

Необходимо отметить, что для проведения расчётов были сделаны следующие допущения: дозам первого и второго вещества были сопоставлены приведённые в табл. 2 частоты дополнительного риска согласно их степени токсичности и превышению предельно допустимых концентраций; при этом не рассматривался путь и изменение концентрации вещества от момента выброса до попадания в организм человека. Скорость поступления вещества в организм человека приведена из Р.1.10.1920-04 — 20 м³ день⁻¹ [3].

Значения параметров, необходимых для расчётов по моделям Вейбулла–Гнеденко и линейно–квадратичной, представлены в табл. 2.

Рассчитанная частота риска здоровью населения г. Санкт-Петербург приведены в табл. 3.

Из табл. 3 следует, что различия между результатами расчётов, выполненных по линейно–квадратичной модели и модели Вейбулла–Гнеденко существенны. Так, для Калининского, Курортного, Приморского районов, где дозы токсикантов выше 100 мг, соотношение $q_e(I-K)/q_e(B-F) > 7$. Для Фрунзенского района, где дозы токсикантов уменьшаются (меньше 1 мг), разница в расчётах по моделям увеличивается,

а именно, $q_e(I-K)/q_e(B-F) = 120$. Вышеуказанные обстоятельства свидетельствуют о необъективности данных моделей, что ни в коей мере не ограничивает возможности их применения. Кроме того, из табл. 3 чётко прослеживается зависимость числа неблагоприятных эффектов от дозы токсиканта по линейно–квадратичной модели, чего нельзя сказать о расчётах по модели Вейбулла–Гнеденко.

В ходе исследования был сделан ряд промежуточных выводов о применимости моделей, приведенных в работах П.А. Ваганова П.А.

Модель Вейбулла–Гнеденко:

- если дозы первого вещества и второго приблизительно одинаковы, то чем меньше разность между частотой первого вещества и частотой второго вещества, тем частотой неблагоприятных эффектов от индикаторного вещества меньше;
- чем меньше соотношение дозы первого вещества к дозе второго вещества, тем частотой неблагоприятных эффектов ниже;
- так как коэффициент b должен быть всегда положительным членом, то необходимо выполнение следующего условия: если $D_1 > D_2$, то $q_{e,1} > q_{e,2}$, если $D_1 < D_2$, то $q_{e,1} < q_{e,2}$;
- коэффициент a всегда можно рассчитать, как положительное число (см. уравнение 3).
- если $D=0$, то и частота риска здоровью равна 0.

Линейно–квадратичная модель:

- величина частоты дополнительного риска напрямую зависит от величины дозы: чем выше доза, тем выше частота риска здоровью;
- чем больше доза токсиканта (D), тем меньше коэффициенты a и b , уменьшение которых приводит к росту вклада квадратичного члена в значение частоты риска здоровью;
- чем меньше доза токсиканта (D), тем ближе значение квадратичного члена к 0, что приводит к росту вклада линейной части модели в значение частоты дополнительного риска;
- так как коэффициент b должен быть всегда положительным членом, то необходимо соблюдение следующего условия: $q_{e1}/D_2 > q_{e2}/D_1$, а $D_1 > D_2$ или $q_{e1}/D_2 < q_{e2}/D_1$, а $D_1 < D_2$;
- коэффициент a всегда можно рассчитать, как положительное число, что следует из уравнения 7;
- если $D=0$, то и $q_e=0$.

ВЫВОДЫ

Исходя из полученных результатов, можно сделать следующие выводы:

- Модели не учитывают многие физико-химические особенности веществ, способы поступления в организм человека (ингаляционный, пероральный, накожный), половозрастные особенности организма.
- Невозможно оценить воздействие всех потенциально вредных веществ.
- Всесторонняя оценка риска воздействия на здоровье человека токсикантов желательна, но реально неосуществима из-за большого объема исследования и требуемых материальных ресурсов, а также из-за отсутствия адекватных данных об уровнях воздействия и потенциальной опасности ряда химических соединений.
- Анализ результатов использования базовых моделей для пороговых веществ Вейбулла–Гнеденко и линейно–квадратичной показал, что расчёты по обеим моделям искажают выходные данные.
- Для оценки риска здоровью от веществ, поступающих в окружающую среду, более под-

ходит использование линейно–квадратичной модели за счет возможности учёта линейной и нелинейной зависимостей между дозой и эффектом от неё.

- Результаты расчётов по модели Вейбулла–Гнеденко имеют тенденцию значительно искажать величину риска здоровью при сравнении с результатами расчетов, произведенных с применением линейно–квадратичной модели.
- Разработка объективного метода оценки для пороговых веществ, учитывающего позицию модели Вейбулла–Гнеденко и линейно–квадратичной, должна базироваться, по-видимому, на поиске иных возможностей учёта линейных и нелинейных связей между величиной дозы и эффектом, ею обусловливаемом.

Рекомендации о практической ценности полученных результатов. Полученные в ходе проведения научных исследований результаты могут быть полезны:

- органам управления и администрациям районов и городов для внесения изменений в планы развития территорий в связи с тем или иным уровнем риска здоровью населения;
- органам здравоохранения для корректировки лечебных мероприятий с учетом уровня риска здоровью населения в связи с состоянием окружающей среды;
- научным организациям экологического профиля для проведения дальнейших научных изысканий.

В перспективе представляется необходимым использование методики оценки риска здоровью на основе линейно–квадратичной модели, поскольку она позволяет получать, по-видимому, наиболее объективные результаты.

Полученные в ходе данного исследования выводы позволяют обозначить районы города Калининский и Курортный, в которых отмечается повышенное значение частоты дополнительного риска здоровью в связи с действием ряда загрязняющих веществ. Для данных районов необходимо, в частности, установить источники выбросов индикаторных веществ, произвести детальный анализ риска здоровью непосредственно от выявленных источников, подобрать оптимальные пути устранения или снижения риска [3]:

- ограничение числа лиц, проживающих на загрязнённой территории;
- ограничение мощности работы или устранение источников, являющихся факторами риска;
- снижение вероятности развития неблагоприятных эффектов (аварии);
- ограничение сферы использования источника риска или территорий с такими источниками;
- ограничение или полный запрет прямого контакта человека с опасным химическим соединением;
- полный запрет производства, применения и ввоза определенного химического вещества или использования данного технологического процесса или оборудования.

В заключение отметим, что в перспективе необходимо обращать особое внимание на возможности охраны здоровья населения, создавая с этой целью специальные методики оценки риска здоровью, учитывая опыт прошлых лет. Так, в частности, разработанная в 1970 г в США методика доктора Л. Робинсона основывается на утверждении, что основными источниками данных о потенциальной опасности химического вещества являются его физико-химические свойства, результаты эпидемиологических исследований, сообщения о нарушении состояния здоровья лиц, подвергавшихся вредному воздействию. Методика состоит из трёх этапов, основным из которых является анкетирование. Анкета должна заполняться обследуемым и содержать основные вопросы о состоянии его

здоровья (история предыдущей болезни, возраст, вес, анализ мочи, место проживания и прочее). На основе таких данных и имеющихся данных о состоянии окружающей среды можно рассчитать риск угрозы здоровью. Цель такого метода — предупредить возникновение неблагоприятных эффектов.

Отсюда учет положительных моментов известных методик оценки риска здоровью и опыта решения современных проблем оценки позволит разработать универсальную методику, отвечающую основным актуальным требованиям.

ЛИТЕРАТУРА

1. Киселёв, А.В., Использование методологии оценки риска здоровью в практике природопользования и управлении здоровьем населения, *Интеграл — Всё для экологов [Электронный ресурс]*, http://www.integral.ru/article_risk.php.
2. Ваганов, П.А., Ман-Сунг Им, *Экологические риски*, СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2001, 152 с.
3. *Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду Р.1 10.1920-0*.
4. *Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 2008 году*, Под ред Д.А. Голубева и Н.Д. Сорокина, СПб, 2009, 480 с.
5. *Сведения об охране атмосферного воздуха — форма «2-ТП (воздух)» за 2008 год*, Южная теплоэлектроцентраль (ТЭЦ) филиала «Невский» ОАО «ТГК-1», 2008.
6. Warshaw, J., Оценка степени риска для здоровья, *Энциклопедия по безопасности и охране труда [Электронный ресурс]*, <http://base.safework.ru/iloenc>.

Problems of risk assessment to public health in megacities (by example of some districts of St. Petersburg)

N.I. Lukjanova and E.S. Popova

Russian State Hydrometeorological University, 192174 St. Petersburg, Russia

The opportunities and problems to use the known methods to health risk assessment based on the dependence of the «dose – effect» for threshold substances are discussed. The necessity to develop an adequate method for health risk assessment for threshold substances taking into account nonlinear-linear relationship between dose and response to it, the chemical properties of substances, sex-age parameters of the individual are considered.

Keywords: assessment of health risk, relative frequency of additional risk, model Weibull–Gnedenko, linear – quadratic model

Елена Сергеевна Попова, д.г.н., доцент, профессор кафедры Прикладной экологии, Российский государственный гидрометеорологический университет (РГГМУ), Санкт-Петербург. Область научных интересов: экологический риск, риск здоровью, оценка состояния атмосферного воздуха урбанизированных территорий, динамика атмосферной циркуляции.

Наталья Ивановна Лукьянова, бакалавр, кафедра Прикладной экологии, Российский государственный гидрометеорологический университет (РГГМУ), Санкт-Петербург. Область научных интересов: загрязнение воздушного бассейна, оценка рисков здоровью.