

Реализация предлагаемых методических подходов, безусловно, позволит улучшить по показателям чувствительности и экспрессности качество аналитического контроля, как в рабочей и промышленной зонах объектов по уничтожению химического оружия, так и на территории санитарно-защитной зоны и зоны защитных мероприятий, где требования по чувствительности контроля намного выше.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. ГОСТ 12.1.005-88 «Общие санитарно-гигиенические требования к воздуху рабочей зоны». М.: Госстандарт, 1988.
2. Общие правила эксплуатации объектов по уничтожению химического оружия на основе фосфорорганических отравляющих веществ. ПОТ Р 0-005-2006.
3. Общие правила эксплуатации для объекта по уничтожению химического оружия на основе кожно-нарывных отравляющих веществ в г. Камбарка Удмуртской республики. Москва, 2005.
4. *Капашин В.П.* Химическое разоружение. Производственный экологический мониторинг. Саратов: СГУ, 2000.
5. *Millard C.B., Lockridge O., Broomfield C.A.* Biochem., 1995, v. 34, p. 15925—15931.
6. Руководство по работе в автомобильной радиометрической и химической лаборатории АЛ-4М. М: Военное издательство, 1988.
7. Handbook of Fluorescent Probes and Research Products. 8 Ed. Ed. P. Richard. Haugland, 2001.
8. *Власкин Д.Н., Гайнуллина Э.Т., Дружинин А.А., Рыбальченко И.В., Цехмистер В.И.* Форум «Медико-биологические проблемы противолучевой и противохимической защиты». Тез. докл. Санкт-Петербург, 2004.
9. *Гайнуллина Э.Т., Кондратьев К.В., Рыжиков С.Б., Таранченко В.Ф.* Бюл. эксперим. биол. и мед., 2006, № 12, с. 710-711.
10. *Коваленко И.В., Комиссаров А.Н., Кондратьев К.В., Гайнуллина Э.Т.* Проблемы уничтожения и утилизации ОМП. 2006. М. с. 40.
11. *Gainullina E.T., Kondratjev K.V., Ryzhikov S.B., Taranchenko V.F.* Book of Abstracts. Int. Congr. on Analytical Sciences (ICAS-2006), v. 1, p. 121.

УДК 623.459.8.004.2

## **Вероятностная оценка риска как показатель экологической безопасности на примере объекта по уничтожению химического оружия в поселке Горный**

**Е. Н. Глухан, А. В. Сметанин, П. В. Казаков, Р. В. Хохлов,  
Ю. И. Баранов, В. Б. Кондратьев, А. Б. Полков**

*ФГУП «Государственный научно-исследовательский институт органической химии и технологии»*

*НТЦ Федерального управления по безопасному хранению и уничтожению химического оружия*

### **Введение**

Важнейшей проблемой при уничтожении химического оружия (ХО) является обеспечение экологической безопасности. Между тем методология и практика количественных прогнозов воздействия промышленных производств на здоровье населения и состояние окружающей природной среды как в нашей стране, так и за рубежом, еще полностью не сформировались.

По действующим в России руководящим документам [1, 2] для проведения оценки воздействия планируемой хозяйственной деятельности на окружающую среду не требуется количественная характеристика риска или оценка возможного ущерба. Поэтому проектные организации при разработке технико-экономических обоснований на строительство объектов по уничтожению ХО ограничиваются качественным описанием поведения выбрасываемых веществ в природных средах и количественной характеристикой уровня загрязнения атмосферы на основе расчетов, проводимых с использованием методики ОНД-86 [3]. Однако при сегодняшнем уровне знаний о многосредном распространении и воздействии веществ таких оценок уже недостаточно.

В данной работе оценка воздействия объекта по уничтожению ХО проводится с позиций теории анализа риска, которая является важнейшим научным инструментом в исследовании путей и способов антропогенного воздействия промышленных предприятий на здоровье населения и состояние окружающей среды.

Функционирование в нормальном режиме любого производства сопровождается непрерывными эмиссиями загрязнителей, т.е. производство является источником систематического загрязнения окружающей среды и, следовательно, потенциального воздействия на здоровье человека. Поэтому систематический риск, обусловленный работой производства, — это ожидаемая частота проявления нежелательных эффектов у реципиентов воздействия, вызванных техногенным загрязнением окружающей среды. В качестве реципиентов воздействия могут выступать люди, а также наземные и водные биоценозы, которые наиболее чувствительны к воздействию загрязнителей.

Существенной особенностью задачи прогнозов риска объектов по уничтожению ХО является неопределенность исходной информации. Эта неопределенность вызвана не только неопределенностью моделей, их параметров и расчетных процедур, она обусловлена также и тем, что для объектов по уничтожению ХО,

на которых в короткие сроки должны быть переработаны тысячи тонн отравляющих веществ (хранившихся много лет и претерпевших изменения физико-химического состава и свойств), не существует производств, которые могли бы рассматриваться как аналоги по сложности решаемых технических и технологических задач и по воздействию на окружающую среду.

Существующая в нашей стране практика оценки риска для здоровья населения [4–6] опирается только на данные мониторинга окружающей среды и тем самым констатирует сложившееся положение дел в регионах. Между тем для прогнозов риска необходимы локальные многосредные модели, позволяющие прогнозировать концентрации выбрасываемых загрязнителей.

В данной статье представлена методология прогноза риска, обусловленного систематическим воздействием объектов по уничтожению ХО, разработанная в ФГУП «ГосНИИОХТ» [7].

### Методология прогноза систематического риска при неопределенности исходной информации

**Этап 1. Сбор и анализ данных.** Проводится анализ информации о принятой технологии уничтожения отравляющих веществ, о промышленных выбросах и сбросах и сбор данных о регионе расположения производства и фоновом загрязнении природных сред, физико-химических свойствах веществ, их поведении и трансформациях в природных средах, о токсичности и санитарно-гигиенических характеристиках загрязнителей, о возможных реципиентах воздействия и экотоксическом воздействии компонентов выбросов. Кроме того, рассчитываются недостающие физико-химические и кинетические характеристики, необходимые для оценки экологической безопасности производства.

Основные неопределенности на этом этапе вносятся информацией об объемах эмиссий, свойствах веществ, их токсичности и экологическом воздействии.

**Этап 2. Формирование списка основных загрязнителей.** Этап включает 1) ранжирование (скрининг) веществ, содержащихся в выбросах объекта по уничтожению ХО с учетом массы выброса вещества и его токсичности [7]; 2) формирование списка основных (приоритетных) загрязнителей, в который включают вещества, значимые по потенциальному токсическому воздействию, имеющие канцерогенный потенциал, подлежащие обязательному контролю, определенные органами Государственного санитарно-эпидемиологического надзора, а также вещества, представляющие общественный интерес; 3) выбор математических моделей для прогноза распространения веществ в природных средах [8].

**Этап 3. Анализ поведения и распределения в природных средах основных загрязнителей.** На этом этапе решаются следующие задачи.

1. Анализ поведения в природных средах основных компонентов технических отравляющих веществ, который предполагает оценку их стационарного распределения при предусмотренных проектом выбросах. Эти данные необходимы для обоснования и уточнения требований к производственному экологическому мониторингу объектов по уничтожению ХО.

2. Оценка объединенной персистентности отравляющих веществ с учетом высокотоксичных продук-

тов их природных трансформаций. Напомним, что персистентность количественно характеризуется временем полураспада вещества при выбросе в заданную природную среду, которая рассчитывается с использованием многосредных камерных моделей [9, 10]. В отличие от экспериментально определяемого времени полураспада в природной среде рассчитываемая по моделям персистентность учитывает процессы массопереноса между средами и адвекционный (горизонтальный) унос.

3. Прогноз концентраций загрязнителей в природных средах локального природного окружения объекта. Локальное природное окружение объекта по уничтожению ХО — это находящаяся за пределами промышленной площадки область биосферы, в которой могут распространяться загрязнители, оказывающие воздействие на здоровье людей и состояние окружающей среды. В этой области концентрации хотя бы одного из компонентов выбросов могут превышать референтные, т.е. безопасные для здоровья человека [6]. Область локального природного окружения ограничивается окружностью, радиус которой  $R_L$  определяется исходя из максимальной дальности распространения выбрасываемых загрязнителей:

$$R_L = \max(R_i) \quad (1)$$

где  $R_i$  — дальность распространения  $i$ -го загрязнителя, т.е. расстояние от объекта, на котором  $C_i = RfC_i$ , м;  $C_i$  — концентрация загрязнителя в воздухе, мг/м<sup>3</sup>;  $RfC_i$  — референтная концентрация загрязнителя в атмосферном воздухе, мг/м<sup>3</sup>.

Дальность распространения каждого загрязнителя рассчитывается на основе гауссовой модели рассеивания веществ от постоянно действующего источника.

Все исследования на данном этапе должны проводиться с использованием конкретизированных для района расположения объекта математических моделей различной сложности (локальных моделей).

**Этап 4. Оценка экспозиции.** Этап предусматривает 1) формирование моделей воздействия при поступлении токсикантов в организм реципиента из природных сред для расчета среднесуточных доз; 2) расчет среднесуточных доз токсичных веществ. При этом группа реципиентов воздействия (людей или животных) определяется для каждого конкретного случая.

Если реципиентами воздействия являются люди, то количество поступающего в организм человека вещества оценивается по формуле:

$$I = C \cdot \frac{CR \cdot EF \cdot ED}{BW} \cdot \frac{1}{AT} \quad (2)$$

где  $I$  — количество поступившего вещества (ингаляционно, перорально, наочно), мг/кг/сут;  $C$  — концентрация загрязнителя в среде, через которую происходит воздействие, мг/л;  $CR$  — величина контакта, т.е. количество загрязненной среды, контактирующее с телом человека в единицу времени или за один случай воздействия, л/сут;  $EF$  — частота воздействия, дни/год;  $ED$  — продолжительность воздействия, год;  $BW$  — средняя масса тела в период экспозиции, кг;  $AT$  — усредненный период экспозиции, сут.

В том случае, если реципиентами воздействия выступают животные в наземных экосистемах, для оценки количества поступившего в организм вещества

(Daily intake, мг/(кг массы тела)/сут) используется формула:

$$\text{Daily intake} = C \cdot CR \cdot FI \cdot AF \cdot \frac{1}{BW} \quad (3)$$

где  $FI$  — доля времени, проведенная животным в контакте с загрязненной средой, которая определяется отношением площади рассматриваемой территории к области обитания животного (безразмерная величина);  $AF$  — фактор абсорбции, который определяется в том случае, если рассматриваемый путь воздействия отличается от пути воздействия, для которого устанавливались референтные дозы (безразмерная величина);  $BW$  — средняя масса тела животного, кг.

Уравнения, по которым рассчитываются величины, входящие в формулы (1)–(3), приведены в работах [6, 11]. Необходимо отметить, что все эти уравнения содержат множество параметров (масса тела, объем вдыхаемого воздуха, количество поглощаемой пищи и т.п.), которые могут значительно различаться у реципиентов воздействия. Кроме того, многие параметры уравнений, используемых при расчете концентраций в пищевых продуктах, определяются весьма приблизительно на основании физико-химических свойств веществ. Все это вносит большую неопределенность в рассчитываемые дозовые нагрузки. Поэтому основной проблемой на данном этапе исследований является выбор значений параметров уравнений доз токсичных веществ.

**Этап 5. Прогноз последствий воздействия на здоровье человека и состояние окружающей среды.** Данный этап включает следующие вычислительные процедуры.

1. Расчет характеристик риска для здоровья человека. Расчет проводится отдельно для канцерогенных и неканцерогенных эффектов [6].

Значения индивидуальных индексов опасности для неканцерогенных эффектов вычисляются по следующим формулам:

$$HQ_{ij} = ADD_{ij} / RfD_{ij}, \quad j = 1, \dots, Nc \quad (4)$$

$$HQ_{oj} = ADD_{oj} / RfD_{oj}, \quad j = 1, \dots, Nc \quad (5)$$

$$HQ_{dj} = ADD_{dj} / RfD_{dj}, \quad j = 1, \dots, Nc \quad (6)$$

где  $ADD_{ij}$ ,  $ADD_{oj}$ ,  $ADD_{dj}$  — потенциальные среднесуточные дозы при ингаляционном, пероральном и кожном поступлении веществ в организм человека, соответственно, мг/кг/сут;  $RfD_{ij}$ ,  $RfD_{oj}$ ,  $RfD_{dj}$  — референтные дозы при ингаляционном, пероральном и кожном путях поступления вредного вещества в организм человека, соответственно, мг/кг/сут;  $Nc$  — общее число рассматриваемых компонентов выбросов.

Чем больше величина  $HQ$  превосходит единицу, тем более вероятно проявление негативных последствий анализируемого воздействия.

По значениям индивидуальных рисков определяется суммарный индекс опасности воздействия выбросов:

$$HI = \sum_{j=1}^{Nc} (HQ_{ij} + HQ_{oj} + HQ_{dj}) \quad (7)$$

Для каждого канцерогенного вещества значения индивидуальных канцерогенных рисков  $ICR$  (безразмерные величины) рассчитываются по следующим формулам:

$$ICR_{ij} = ADD_{ij} \cdot SF_{ij}, \quad j = 1, \dots, Nk \quad (8)$$

$$ICR_{oj} = ADD_{oj} \cdot SF_{oj}, \quad j = 1, \dots, Nk \quad (9)$$

$$ICR_{dj} = ADD_{dj} \cdot SF_{dj}, \quad j = 1, \dots, Nk \quad (10)$$

где  $ICR_{ij}$ ,  $ICR_{oj}$ ,  $ICR_{dj}$  — индивидуальные канцерогенные риски при ингаляционном, пероральном и кожном поступлении веществ в организм человека, соответственно (безразмерные величины);  $SF_{ij}$ ,  $SF_{oj}$ ,  $SF_{dj}$  — факторы канцерогенного потенциала для ингаляционного, перорального и кожного пути поступления вещества, соответственно, (мг/кг/сут)<sup>-1</sup>;  $Nk$  — общее число канцерогенных веществ.

Затем определяется полный индивидуальный канцерогенный риск:

$$ICR = \sum_{j=1}^{Nk} (ICR_{ij} + ICR_{oj} + ICR_{dj}) \quad (11)$$

2. Расчет индексов опасности, показывающих вероятность развития неблагоприятных эффектов в наземных и водных экосистемах.

Для видов, существующих в наземных экосистемах, индексы опасности относительно каждого загрязнителя рассчитываются по формуле [11]:

$$HQ_i^I = (\text{Daily intake})_i / RfD_i, \quad i = 1, \dots, Nc \quad (12)$$

где  $RfD$  — референтная доза вещества для данного вида, мг/кг массы тела/день.

Индексы опасности для видов, существующих в водных экосистемах, определяются следующим образом [11]:

$$HQ_i^{II} = (C_w)_i / RfC_i, \quad i = 1, \dots, Nc \quad (13)$$

где  $C_w$  — расчетная концентрация вещества в воде, мг/л;  $RfC_i$  — референтная концентрация вещества в воде для выбранного вида, мг/л.

По полученным значениям рассчитывается суммарный индекс опасности экологического воздействия веществ:

$$HI^e = \sum_i HQ_i^I + \sum_i HQ_i^{II} \quad (14)$$

3. Ориентировочная оценка последствий загрязнения окружающей среды, приводящих к событиям глобального масштаба (разрушение озонового слоя, смогообразование, глобальное потепление и т.п.). Так, например, оценка воздействия выбросов на потепление климата проводится с использованием  $CO_2$ -эквивалента [12]:

$$EP_{GW} = \sum_{j=1}^{Nc} P_{CO_2, j} \cdot m_j \quad (15)$$

где  $EP_{GW}$  — эквивалентная суммарная масса выбросов, т  $CO_2$ /год;  $P_{CO_2, j}$  —  $CO_2$ -эквивалент  $j$ -го вещества, т  $CO_2$ /т выбросов;  $m_j$  — масса выбрасываемого компонента, т/год.

Аналогичные формулы используются для характеристики воздействий, которые могут привести к разрушению озонового слоя, смогообразованию, выпадению кислотных дождей и т.п. [12].

В настоящее время за рубежом разрабатываются методы расчета эквивалентов экологического воздействия различных загрязнителей и характеристик ущерба для окружающей среды при воздействии стандартных веществ, по отношению к которым определяются эти эквиваленты [12]. Завершение этих исследований

позволит перейти к обобщенным количественным оценкам экологического ущерба.

4. Качественное описание возможных последствий воздействия для экосистем с учетом расчетных концентраций загрязнителей в природных средах.

Следует отметить, что количественный прогноз систематического воздействия на окружающую природную среду проектируемых и строящихся объектов по уничтожению ХО при современном уровне научных знаний не может быть всесторонним и полным, он может быть только очень ограниченным. Поэтому прогноз должен быть дополнен качественным описанием возможных последствий воздействия.

**Этап 6. Анализ неопределенности прогноза риска.**

На этом этапе определяются источники, величина и вероятные проявления изменчивости и неопределенности моделей, параметров и переменных, используемых при прогнозировании риска, а также оцениваются неопределенность принятых решений и последствия их влияния на результаты прогноза. Соответственно данный этап включает 1) анализ неопределенности правил принятия решений при выборе основных загрязнителей; 2) анализ неопределенности используемых математических моделей и расчетных процедур; 3) анализ неопределенности и изменчивости параметров моделей; 4) анализ чувствительности модели; 5) вероятностный прогноз риска с использованием метода Монте-Карло.

Разработанная в ФГУП «ГосНИИОХТ» методология ориентирована на математические модели и программные средства, адаптированные к задаче прогноза распространения различных по характеру поведения в природных средах соединений в условиях конкретного региона расположения объекта по уничтожению ХО. Для оценки практической пригодности этой методологии был проведен комплекс исследований с использованием специально разработанных математических моделей и программ.

Анализ долгосрочного распространения тяжелых металлов и мышьяка, содержащихся в выбросах объекта по уничтожению ХО, проводился в рамках динамической модели [13], описывающей открытую систему, состоящую из пяти природных камер: верхний слой почвы, пронизанный корнями растений; зона аэрации; насыщенный влагой слой грунта; поверхностные воды; продукты осаждения в поверхностных водах. Потоки воды и твердых материалов обмениваются с потоками из других регионов, при этом массоперенос в атмосферу принимается несущественным.

Основными уравнениями модели являются уравнения материальных балансов (по веществу-загрязнителю) в природных камерах. Обозначим через  $m_i$  массу (мг) консервативного элемента в  $i$ -ой камере и представим изменение этого количества вещества во время работы объекта:

$$\frac{d\mathbf{m}}{dt} - \underline{\Delta} \cdot \mathbf{m} = \underline{S}(t), \mathbf{m}|_{t=t_0} = \mathbf{m}^0 \quad (16)$$

где  $\mathbf{m} = \mathbf{m}(t)$  —  $n$ -мерный вектор масс элемента в камерах в текущий момент времени  $t$ ;  $\mathbf{m}^0$  —  $n$ -мерный вектор масс элемента в камерах в начальный момент времени  $t_0$ ;  $\underline{\Delta}$  — структурная матрица порядка  $n$ , отражающая массообмен между камерами;  $\underline{S}(t)$  —  $n$ -мерная вектор-функция, отражающая поступление

элемента в камеры из атмосферы;  $n = 5$  — число камер.

Для момента окончания работы объекта уравнение материального баланса записывается так:

$$\frac{d\mathbf{m}}{dt} - \underline{\Delta} \cdot \mathbf{m} = \underline{0}, \mathbf{m}|_{t=T} = \mathbf{m}(T) \quad (17)$$

где  $T$  — продолжительность работы объекта, годы;  $\mathbf{m}(T)$  —  $n$ -мерный вектор масс элемента в камерах в конце последнего года работы объекта.

Уравнения (16) и (17) представляют собой линейные дифференциальные уравнения, решения которых могут быть получены численными методами. Эти уравнения составляют основу для моделирования процессов распространения металлов в природных средах при их выбросах в атмосферу. Возможно дальнейшее усложнение расчетных уравнений, но только по результатам детального изучения специфики местности. Данная модель должна быть дополнена уравнениями материальных балансов для потоков воды и твердых материалов между камерами, соответствующих потокам, наблюдаемым в регионах расположения объекта.

Другая, комбинированная, модель предназначена для прогноза концентраций загрязнителей в природных средах локального окружения объекта. Как уже отмечалось ранее, самой сложной проблемой при прогнозировании риска является моделирование много-среднего распространения выбросов в атмосферу в условиях конкретного региона. При разработке комбинированной камерной модели использовалась концепция фугитивности [14, 15].

В модели рассматривается восьмикамерная природная система:  $a$  — атмосфера,  $p$  — растения,  $g$  — поверхностный слой почвы,  $s$  — корневой слой почвы,  $v$  — зона аэрации,  $w$  — поверхностные воды,  $d$  — продукты осаждения,  $q$  — грунтовые воды. Предполагается, что в атмосфере, поверхностных водах, поверхностном слое почвы и продуктах осаждения поступление вещества компенсируется его разложением и уносом с материальными потоками, условия в этих фазах рассматриваются как квазистационарные.

Полная система уравнений материального баланса для этой модели имеет вид:

$$\begin{cases} L_a \cdot N_a = S_a + T_{pa}N_p + T_{ga}N_g + T_{wa}N_w \\ L_p \cdot N_p = T_{ap}N_a + T_{sp}N_s \\ L_g \cdot N_g = S_g + T_{ag}N_a + T_{sg}N_s \\ \frac{dN_s}{dt} = -L_s \cdot N_s + S_s + T_{gs}N_g & \text{при } N_i|_{t=0} = N_0 \\ \frac{dN_v}{dt} = -L_v \cdot N_v + T_{sv}N_s \\ L_w \cdot N_w = S_w + T_{aw}N_a + T_{gw}N_g + T_{dw}N_d \\ L_d \cdot N_d = T_{wd}N_w \\ \frac{dN_q}{dt} = -L_q \cdot N_q + T_{vq}N_v \end{cases} \quad (18)$$

где  $L_i \cdot N_i$  — потери вещества из  $i$ -ой среды (разложение и массоперенос), моль/сут;  $S_i$  — стационарный источник эмиссии вещества-загрязнителя в  $i$ -ой среде, моль/сут;  $T_{ij}$  — коэффициенты массопереноса из фазы  $i$  в фазу  $j$ , сут<sup>-1</sup>;  $N_i$  — количество вещества в  $i$ -ой среде, моль.

При расчетах рассеивания загрязнителей в рассматриваемом регионе выделяются область загрязне-

ния — участок, где расположен источник (промплощадка объекта по уничтожению ХО), и его локальное природное окружение. При этом для описания процесса рассеивания вещества в атмосфере из области загрязнения используются корреляции, основанные на гауссовой дисперсионной модели, а уравнения, характеризующие межсредные потоки вещества, записываются в терминах фугитивности.

Помимо рассмотренных моделей использовались следующие программы. В программе «MTFUG» реализованы расчеты многосредного распределения органических загрязнителей на основе моделей фугитивности трех уровней сложности [14].

Программа «Joint PC» [16] предназначена для оценки объединенной персистентности органических соединений и продуктов их трансформаций и расчета их концентраций в природных средах в различные периоды времени.

Применительно к комбинированной модели распространения компонентов промышленных выбросов в локальном окружении объекта разработан программный комплекс «Риск-Эко» [17], обеспечивающий прогноз систематического риска. Данный комплекс реализует этапы 2—5 представленной методологии.

#### **Вероятностная оценка риска функционирования объекта по уничтожению химического оружия в п. Горный**

В 2002—2005 гг. был проведен вероятностный прогноз воздействия объекта по уничтожению ХО в п. Горный. Полученный материал использован для уточнения и конкретизации описанной выше методологии.

Анализ данных о технологии уничтожения отравляющих веществ, о источниках выбросов при нормальном режиме функционирования производства, регионе расположения объекта, свойствах выбрасываемых веществ (первый этап исследований), показал, что 75% промышленных выбросов в атмосферу составляют выбросы от котельной промзоны и автотранспорта. Но поскольку прогноз систематического риска выполнялся с целью оценки воздействия объекта по уничтожению ХО, в последующих расчетах учитывались только выбросы из хранилищ, с установок уничтожения иприта и люизита и установки термического обезвреживания отходов, а также вспомогательными производствами. Всего объект выбрасывал в атмосферу 42 соединения.

На основании результатов скрининга компонентов относительно их вклада в потенциальное токсическое воздействие (второй этап исследований) и по информации о свойствах веществ был составлен список загрязнителей (18 соединений), с учетом которых проводился прогноз риска. По критерию поведения в природных средах все компоненты, включенные в список, были разделены на группы: группа А — диоксид азота, монооксид углерода, ацетилен; группа Б — пыль и твердые частицы (суммарно представляемые как неорганическая пыль,  $\text{SiO}_2 > 70\%$ ); группа В — органические загрязнители (иприт, люизит, моноэтанолламин, 1,2-дихлорэтан); группа Г — соединения свинца, триоксид хрома, оксид никеля; группа Д — соединения мышьяка.

На третьем этапе исследований по данным о работе объекта в 2003—2004 гг. были уточнены объемы

эмиссий загрязнителей и рассчитаны дальности распространения выбрасываемых веществ и радиус области локального природного окружения объекта, который составил ~4700 м (определен исходя из дальности распространения соединений мышьяка при эмиссии в атмосферу).

Согласно разработанной концептуальной модели, при прогнозировании распространения компонентов выбросов сначала рассматривается процесс рассеивания в атмосферном воздухе на территории объекта, затем — процессы распространения в пределах области локального природного окружения объекта. Соответственно, первоначальные расчеты концентраций выбрасываемых загрязнителей на территории объекта показали превышение среднесуточной предельно допустимой концентрации в атмосферном воздухе населенных мест (ПДКсс) по диоксиду азота, обусловленное работой производств по уничтожению отравляющих веществ. Последующие расчеты распространения компонентов выбросов на территории локального природного окружения позволили установить, что при функционировании объекта в поверхностном слое почвы и природных водах будут накапливаться осаждающиеся из атмосферы соединения мышьяка, которые затем медленно перераспределяются между природными средами, включаясь в цепи питания живых организмов.

Сравнение результатов моделирования и данных мониторинга [18] состояния атмосферного воздуха санитарно-защитной зоны объекта (2003—2004 гг.) по таким компонентам промышленных выбросов, как иприт, люизит, моноэтанолламин, мышьяк, показало хорошую сходимость расчетных концентраций этих веществ и данных мониторинга. Следовательно, расчетные концентрации могут служить основой для прогноза риска, обусловленного работой рассматриваемого объекта.

На четвертом этапе была разработана модель экспозиции для персонала объекта, не занятого на производстве во вредных условиях. Эта модель учитывала пребывание реципиента на площадке промзоны и на территории локального окружения объекта в свободное от работы время. Соответствующие расчеты распространения веществ в природных средах показывают, что для соединений групп А, Б, В и Г основным путем воздействия на здоровье этой группы персонала является ингаляционный.

На рис. 1 представлена типичная картина соответствия природных сред, путей воздействия и потенциальной среднесуточной дозы соединений мышьяка. Из диаграммы видно, что около 14% дозовой нагрузки получено путем ингаляции, 73% — при поглощении мышьяка с пищевыми продуктами, произведенными в районе расположения объекта, (ингестия) и 13% — при купании в водоемах.

Полученные данные позволяют сделать вывод о том, что негативное воздействие на окружающую среду и здоровье населения при функционировании объекта опосредовано загрязнением всех природных сред, а долгосрочное воздействие объекта — присутствием в природных средах соединений мышьяка.

Для того чтобы сделать прогноз воздействия объекта, необходимо в первую очередь оценить фоновый риск на основании сведений о загрязнении природных сред, в данном случае в окрестностях п. Горный

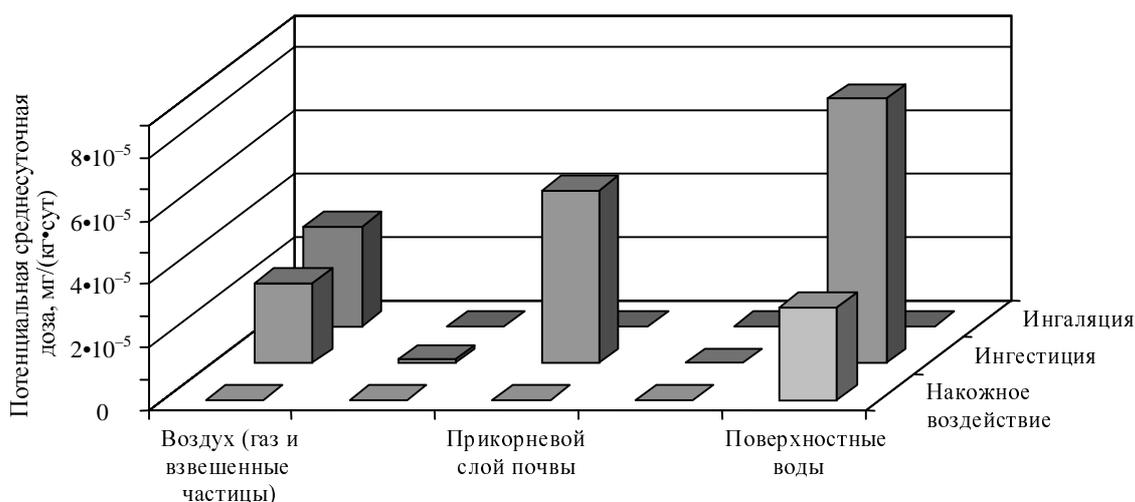


Рис. 1. Связь между природными средами, путями воздействия и потенциальной среднесуточной дозой мышьяка для выбранной группы сотрудников объекта по уничтожению ХО, не занятых на производстве во вредных условиях

до начала строительства объекта (пятый этап исследований). При проведении этих исследований были использованы данные работы [19] и Саратовского областного комитета по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Согласно выполненным расчетам, фоновый канцерогенный риск, обусловленный присутствием в природных средах соединений мышьяка, составлял  $2,1 \cdot 10^{-4}$ , а значения фоновых индексов опасности (характеристик неканцерогенного риска) составляли ~23 для п. Горный и ~8 для п. Октябрьский. Аналогичные уровни канцерогенного и неканцерогенного рисков в России характерны для ряда промышленных регионов, а для крупных промышленных центров (Москва, Самара и др.) зафиксированы более высокие показатели.

Таким образом, канцерогенный и неканцерогенный риски на территории расположения объекта по уничтожению ХО еще до начала его строительства были относительно высокими.

Проведенные затем расчеты показывали, что дополнительный канцерогенный риск для здоровья выбранной группы сотрудников объекта обусловлен функционированием объекта по уничтожению ХО (около 61%) и проживанием персонала вблизи объекта (приблизительно 39%). Эти значения приближаются к уровню фонового риска для данной территории.

Суммарный дополнительный индекс опасности (или неканцерогенного риска) для здоровья рассматриваемой группы персонала объекта составил около 10,5, что также сопоставимо с фоновыми значениями.

Для характеристики экологических последствий воздействия объекта были выделены две группы соединений. Одну группу составили вещества, которые оказывают глобальное экологическое воздействие (диоксид азота, монооксид углерода, ацетилен, хлороформ, тетрахлорметан и 1,2-дихлорэтан). Согласно проведенным расчетам, такое воздействие объекта является незначительным. Ко второй группе были отнесены вещества с локальным характером распространения и воздействия (иприт, люизит, моноэтаноламин, неорганические соединения мышьяка и свинца, триоксид хрома, оксид никеля, а также пыль). Как следует из расчетов дальности распространения этих загрязнителей, потенциальную опасность для биосферы в локальном окружении объекта могут представлять только соединения мышьяка.

Известно, что высокой чувствительностью к воздействию мышьяка обладают гидробионты. Рассчитанные индексы опасности для двух видов рыб (0,1—0,02 для большогоголового голяна и 0,6—0,08 для полосатого окуня) показывают, что функционирование объекта в нормальном режиме не приводит к отрицательному влиянию на водные биоценозы.

Полученные результаты согласуются с данными экологической аудиторской проверки объекта по уничтожению ХО в п. Горный, которая была проведена в 2005 г. [20]. Согласно представленным в отчете [20] материалам, на рассматриваемой территории уровень заболеваемости среди населения соответствует аналогичным показателям по Саратовской области, а состояние биосферы за последние годы не претерпело существенных изменений.

На заключительном, шестом, этапе исследований был проведен анализ неопределенности прогноза риска. Анализ неопределенности правил принятия решения при выборе основных загрязнителей подтвердил, что при прогнозировании систематического риска были рассмотрены все соединения (вне зависимости от массы выброса), которые могут потенциально оказывать влияние на состояние окружающей среды и здоровье населения.

Анализ неопределенности используемых математических моделей и расчетных процедур показал, что для описания распространения различных загрязнителей были использованы физико-химические обоснованные и апробированные математические модели и расчетные процедуры и прошедшие специальное тестирование программные комплексы.

При анализе неопределенности и изменчивости параметров математических моделей рассматривались три набора данных: 1) данные, характеризующие вещество; 2) характеристики ландшафта; 3) параметры

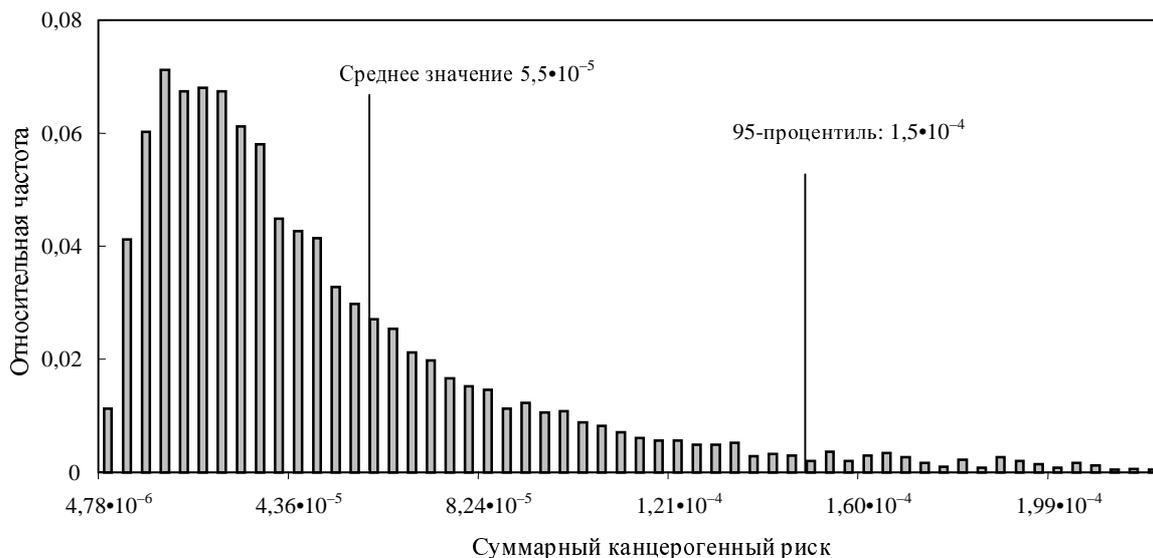


Рис. 2. Результаты вероятностной оценки канцерогенного риска при штатной работе объекта по уничтожению ХО

моделей экспозиции. Были проанализированы типы неопределенности и выбраны характеристики распределений используемых параметров.

Анализ чувствительности индексов опасности и канцерогенных рисков позволил установить, что первоочередное влияние на значения откликов моделей (характеристики рисков) оказывают интенсивность эмиссии веществ в случае неканцерогенных и канцерогенных рисков и продолжительность эмиссии для канцерогенных рисков. При оценке канцерогенного и неканцерогенного рисков, вызванных соединениями мышьяка, вносящими основной вклад в негативное воздействие, необходимо учитывать влияние 17-ти параметров моделей распространения и экспозиции.

При анализе неопределенности оценок риска, проводимом методом статистических испытаний Монте-Карло в соответствии с результатами анализа чувствительности, принимали, что срок работы объекта по уничтожению ХО увеличивается до 5 лет в связи с необходимостью переработки скопившихся реакционных масс и жидких отходов.

Анализ неопределенности оценки канцерогенного риска проводился на основе оценки риска, обуслов-

ленного воздействием соединений мышьяка. Из диаграммы на рис. 2 видно, что распределение канцерогенных рисков имеет сильно асимметричный характер, что объясняется большими погрешностями в оценке основных параметров моделей. Среднее значение риска составляет  $5,5 \cdot 10^{-5}$ , 95-ой перцентили (значению риска, не больше которого оказываются 95% значений в рассматриваемой группе) соответствует величина канцерогенного риска  $1,5 \cdot 10^{-4}$ . Полученные результаты доказывают, что с учетом изменения продолжительности функционирования объекта дополнительный канцерогенный риск для здоровья сотрудников не будет превосходить  $1,5 \cdot 10^{-4}$  с вероятностью 0,95, а для большинства из них составляет менее  $5,5 \cdot 10^{-5}$ , что ниже уровня существующего фонового риска на данной территории.

Анализ неопределенности оценок неканцерогенных рисков (рис. 3), проведенный с учетом влияния выбросов соединений мышьяка, диоксида азота и ацетилена, показал, что при прогнозируемых эмиссиях среднее значение суммарного дополнительного индекса риска составляет 10,9, а 95-ой перцентили распределения соответствует индекс риска 13,4, что также сопоставимо с фоновыми значениями.

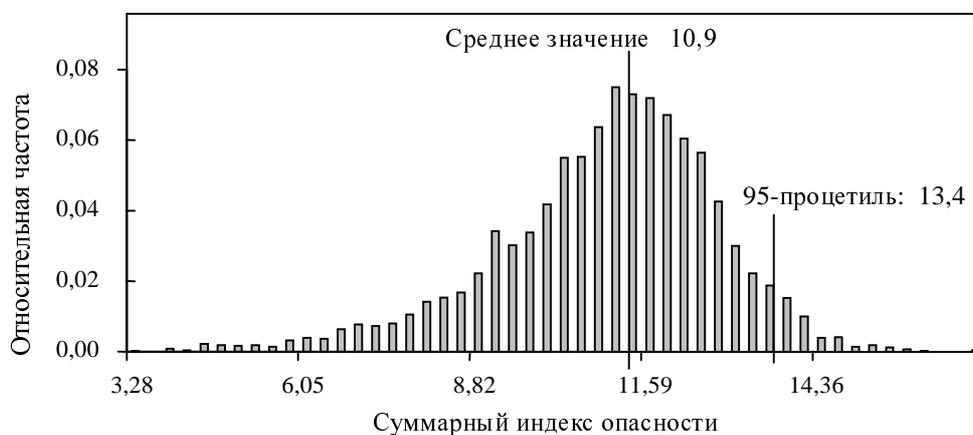


Рис. 3. Результаты вероятностной оценки суммарного индекса опасности при штатной работе объекта по уничтожению ХО

### Выводы

Выполненные исследования подтверждают, что функционирование объекта по уничтожению химического оружия в п. Горный не привело к существенно-му росту техногенной нагрузки на окружающую среду и рисков для здоровья населения по сравнению с фоновыми для данной территории показателями.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Временная инструкция о порядке проведения оценки воздействия на окружающую среду (ОВОС) при разработке технико-экономических обоснований (расчетов) и проектов строительства народнохозяйственных объектов и комплексов. М., 1990, 100 с.
2. Пособие по оценке воздействия на окружающую среду (ОВОС) при разработке технико-экономических обоснований (расчетов) инвестиций и проектов строительства народнохозяйственных объектов и комплексов. М., 1992, 77 с.
3. Методика расчета концентраций в атмосферном воздухе вредных веществ, содержащихся в выбросах предприятий (ОНД-86). Л.: Гидрометеоздат, 1987, 93 с.
4. Оценка риска для здоровья. Опыт применения методологии оценки риска в России (Самарская область). М.: Консультативный центр по оценке риска, 1999, 209 с.
5. *Онищенко Г.Г., Новиков С.М., Рахманин Ю.А.* Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: НИИ ЭЧ и ГОС, 2002, 408 с.
6. Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004, 143 с.
7. *Глухан Е.Н., Чернышова М.П., Горский В.Г. и др.* Безопасность жизнедеятельности, 2006, № 3, с. 2—7.
8. *Глухан Е.Н., Чернышова М.П., Горский В.Г. и др.* Хим. пром., 2006, т. 83, № 1, с. 43—53.
9. *Fenner K., Sheringer M., Hungerbluhler K.* Environ. Sci. and Technol., 2000, v. 34, p. 3809—3817.
10. *Глухан Е.Н., Чернышова М.П., Горский В.Г. и др.* Хим. пром., 2006, т. 83, № 4, с. 196—205.
11. US EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington: EPA, 1996, EPA-630-R-98-002F, 41 p.
12. *Jolliet O., Margni M., Charles R.* Int. J. of LCA, 2003, v. 8, № 6, p. 324—330.
13. *Глухан Е.Н., Чернышова М.П., Горский В.Г. и др.* Тр. 16 междунар. конф. «Математические методы в технике и технологиях», т. 4, Ростов-на-Дону: РГАСХМ, 2003, с. 20.
14. *Mackay D.* Multimedia environmental models, the fugacity approach. Chelsea: Lewis Publishers, 2001, 1 CD.
15. CalTOX™. Los Angeles: University of California, 1994—2003, 1 CD.
16. *Глухан Е.Н.* Свидетельство о регистрации программы для ЭВМ № 200612803, РФ, 2006 г.
17. *Глухан Е.Н.* Свидетельство о регистрации программы для ЭВМ № 200613042, РФ, 2006 г.
18. Официальный сайт ФГУ «Государственный НИИ промышленной экологии (ГосНИИЭНП). <http://www.sar-ecoinst.org/note.htm>.
19. *Шляхтин Г.В., Холстов В.И., Чернова Р.К. и др.* Рос. хим. ж. (Ж. Рос. хим. об-ва им. Д.И. Менделеева), 1995, т. XXXIX, № 4, с. 111—113.
20. Объект 1202. Медико-экологическая безопасность: ретроспектива, анализ, прогноз (по результатам экологического аудита объекта 1202 УХО). Саратов: СВИ РХБЗ, 2005, 48 с.