

Таким образом, разделительная мощность элемента объема не может служить локальным критерием оптимальности течения в роторе газовой центрифуги, поскольку ее абсолютный максимум совпадает с нулевыми градиентами концентрации в роторе и бесконечными потоками. Задача оптимизации центрифуги не совпадает с задачей оптимизации каскада. Основные отличия — иной набор внешних параметров, отсутствие ограничения на потоки во внутрироторном каскаде, зависимость коэффициента обогащения ступени для внутрироторного каскада от потока. Как следствие результаты теории каскадов неприменимы прямо к внутрироторному каскаду. Правильный критерий локальной оптимальности течения в роторе центрифуги — максимум градиента концентрации вдоль его оси при заданных потоке питания, потоке отбора и концентрации питания. Оптимальный градиент концентрации и поток циркуляции в роторе могут быть рассчитаны аналитически [2]. Оптимальный градиент концентрации различен для разных точек внутри ротора. Как следствие и оптимальная разделительная мощность единицы объема ротора зависит от координат.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Александров О.Е. Применение метода усреднения по радиусу для описания диффузии в газовой центрифуге при неоднородном потоке циркуляции. — Атомная энергия, 1999, т. 86, вып. 3, с. 210—215.
2. Александров О.Е. Идеальная центрифуга. — Там же, т. 87, вып. 3, с. 213—219.
3. Александров О.Е. Идеальная центрифуга. — Журн. техн. физики, 2000, № 9, с. 24—29.
4. Борисевич В.Д., Левин Е.В., Наумочкин В.В. Оптимальная структура течения в газовой центрифуге для разделения изотопов урана. — Атомная энергия, 1991, т. 70, вып. 1, с. 28—32.
5. Борисевич В.Д., Наумочкин В.В., Смаков Б.М. Механическое и тепловое возбуждение течения вязкого газа во вращающемся цилиндре. — Изв. АН СССР. Механика жидкости и газа, 1987, № 4, с. 24—28.
6. Борисевич В.Д., Левин Е.В., Наумочкин В.В. Численное исследование вторичных течений вязкого газа во вращающемся цилиндре при наличии источников и стоков. — Там же, 1989, № 4, с. 39—44.
7. Айсен Э.М., Борисевич В.Д., Левин Е.В. Течение и разделение в газовой центрифуге с организацией циркуляции по схеме Бимса. — Атомная энергия, 1992, т. 72, вып. 1, с. 44—47.
8. Левин Е.В. Приближенный анализ к.п.д. четырехполюсной противоточной газовой центрифуги для разделения двухкомпонентных изотопных смесей. — Там же, 1992, т. 72, вып. 1, с. 39—43.
9. Ivanov A.G., Porodnov B.T., Seleznev V.D. e.a. Calculation of binary uranium isotope mixture flow in the iguassu centrifuge model considering the rarefied gas region in kinetic terms. — In: Proc. 7th Intern. Workshop on Separation Phenomena in Liquids and Gases, Moscow, Russia, July 24—29, 2000.
10. Cohen K. The Theory of Isotope Separation as Applied to the Large-Scale Production of ^{235}U . McGraw-Hill Book, 1951.
11. Обогащение урана. Под ред. С.М. Виллани: Энергоатомиздат, 1983. 318 с.
12. Палкин В.А. Потенциал и разделительная способность в процессах разделения бинарных смесей изотопов. — Атомная энергия, 1998, т. 84, вып. 3, с. 253—259.

Поступила в Редакцию 22.11.2000

УДК 621.039.58'68+658.54

НОРМИРОВАНИЕ И СРАВНЕНИЕ РИСКА ЗДОРОВЬЮ ЧЕЛОВЕКА ОТ РАЗНЫХ ИСТОЧНИКОВ ВРЕДА

Демин В.Ф. (РНЦ «Курчатовский ин-т»), Голиков В.Я. (РМАПО Минздрава РФ),
Иванов Е.В. (НИИРГ Минздрава РФ), Иванов С.И. (Минздрав РФ),
Ильин Л.А. (ГНЦ РФ — Ин-т биофизики Минздрава РФ),
Новиков С.М. (ММА им. И.М. Сеченова)

Для принятия решений о безопасности человека на основе анализа риска необходимо установить соответствующую систему его показателей. В эту систему входят нормы безопасности, разного рода контрольные уровни, уровни вмешательства после аварии, уровни пренебрежимого риска (уровни «de minimus») и др. В связи с этим

возникает вопрос о показателе риска, который мог бы использоваться для установления таких уровней на единой основе или, иными словами, в сопоставимых показателях вреда здоровью. Встает также вопрос о том, какой показатель риска разумно использовать для сравнения индивидуального риска, создаваемого разными источниками вреда, источников риска и др.

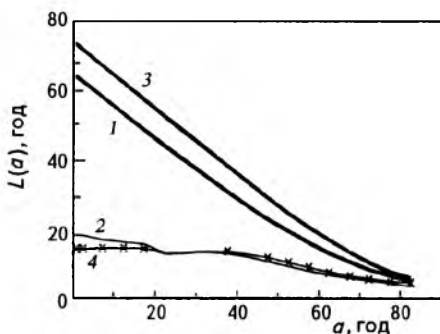
Для защиты населения или персонала опасных производств некоторые национальные организации обычно устанавливают нормы безопасности (пределы риска) в терминах индивидуальной интенсивности риска смерти (годовой вероятности смерти) r . Очевидно, что такие нормы не могут быть напрямую применены для источников риска с отсроченными проявлениями вреда здоровью. Таковыми являются, например, ионизирующая радиация, химические загрязнители с канцерогенными и (или) генетическими эффектами и др. Отметим, что для химического и радиационного канцерогенеза характерно наличие относительно большого латентного периода (интервала времени между воздействием и возможным появлением рака): для большинства радиогенных раковых заболеваний (сôлидный рак) его минимальное значение равно 10 годам, среднее — 40—50 годам. По этой причине среднее значение потерянных лет жизни на один случай радиогенного летального рака $L_{\text{ср}}^{\text{л.р}}$ значительно меньше, чем средняя потеря лет жизни в случае немедленной смерти $L_{\text{ср}}^{\text{н.с}}$ в результате аварии или несчастного случая. Аналогичная картина для химического канцерогенеза.

Согласно оценкам МКРЗ [1, 2] среднемировые значения

$$L_{\text{ср}}^{\text{л.р}} = 15 \text{ лет}, \quad (1)$$

$$L_{\text{ср}}^{\text{н.с}} = 35 \text{ лет}. \quad (2)$$

Потерянные годы жизни $L^{\text{н.с}}$ для населения какой-либо конкретной страны легко можно получить расчетным путем. На рис. 1 приведены результаты расчета $L^{\text{н.с}}(a)$ в зависимости от возраста a для мужского населения России и Франции в 1991 г. Средняя продолжительность жизни T для мужчин в том году составляла 63,8 и 73 года соответственно. Там же приведены расчетные значения $L^{\text{л.р}}(a)$ для облучения в возрасте a .



Р и с. 1. Расчетная потеря лет жизни $L(a) = L^{\text{н.с}}(a)$ в результате немедленной смерти в возрасте a (1, 3) или смерти от радиогенного рака $L(a) = L^{\text{л.р}}(a)$ в результате разового облучения всего тела дозой 0,2 Зв в возрасте a (2, 4) для мужского населения России (1, 2) и Франции (3, 4) в 1991 г. с использованием БАРД [3]

Иногда можно встретить ошибочное утверждение, что потеря лет жизни $L^{\text{н.с}}(a)$ в случае смерти человека в возрасте a равна $L^{\text{н.с}}(a) = T - a$. На самом деле это равенство справедливо только при $a = 0$, при $a > 0$ $L^{\text{н.с}}(a) > T - a$. Это неравенство легко понять: чем старше человек, тем больше у него шансов прожить большее число лет после возраста, равного средней продолжительности жизни: человек в возрасте $a = a_0 > 0$ благополучно преодолел риск смерти в возрасте $a < a_0$. Таким образом, $L^{\text{н.с}}(a)$ (кривые 1, 3 на рис. 1) отражает потерю всей ожидаемой предстоящей жизни в результате смерти в возрасте a . Рассчитывается $L^{\text{н.с}}(a)$ по хорошо известной в анализе риска формуле [3]

$$L^{\text{н.с}}(a) = T(a) = \int_a^{\infty} H(a, a') da',$$

где $T(a)$ — длительность ожидаемой (предстоящей) жизни для человека возраста a ; $H(a, a')$ — функция выживаемости (или дожития — вероятность человеку возраста a дожить до возраста a'). Кривые 2, 4 для смерти от радиогенного рака в результате разового облучения ионизирующей радиацией в возрасте a нуждаются в дополнительном пояснении. Как уже отмечалось, смерть от радиогенного рака может наступить много лет спустя после облучения. Величина $L^{Л.Р}(a)$ равна потерянным годам жизни, отнесенным к одному умершему от радиогенного рака человеку.

Рассмотрим когорту $N_{\text{обл}}$ людей возраста a , получивших разовую дозу облучения всего тела D . Чаще всего при оценке радиационного риска рассчитывают пожизненный риск смерти от радиогенного рака $R(a, D)$ и потерянные годы жизни $G(a, D)$ в результате смерти от радиогенного рака (как результат этого облучения), среднестатистически отнесенные к одному облученному человеку [3]. Полная коллективная потеря лет жизни от смертельного радиогенного рака $G(a, D)N_{\text{обл}}$. Из $N_{\text{обл}}$ умрет от радиогенного рака $N_c = N_{\text{обл}}R(a, D)$ человек. Именно на них приходится весь ущерб от облучения. Остальные $N_{\text{обл}} - N_c$ человек не пострадают от облучения (они умрут вследствие других причин). Потерянные годы жизни в пересчете на одного умершего

$$L^{Л.Р}(a) = G(a, D)N_{\text{обл}}/N_{\text{обл}}R(a, D) = G(a, D)/R(a, D).$$

По этой формуле рассчитывалась величина $L^{Л.Р}(a)$, показанная на рис. 1. $G(a, D)$ и $R(a, D)$ зависят от возраста и дозы, но $L^{Л.Р}(a)$ в области относительно малой дозы облучения от дозы не зависит.

Рассчитанные средние значения $L_{\text{ср}}^{Л.Р}$ для кривых 1, 3 рис. 1 равны 34 годам (мужчины, Россия) и 41 году (мужчины, Франция) соответственно, для кривых 2, 4 $L_{\text{ср}}^{Л.Р}$ равны 15 и 14 годам соответственно.

Напомним некоторые значения показателей риска эффективной дозы [1], отнесенные к единице эффективной дозы E :

для всех радиогенных эффектов, включая наследственные заболевания, потерянные годы жизни на единицу эффективной дозы

$$g_E = \begin{cases} 1 \text{ чел.} \cdot \text{год}/\text{чел.} \cdot \text{Зв для населения;} \\ 0,8 \text{ чел.} \cdot \text{год}/\text{чел.} \cdot \text{Зв для профессионального облучения,} \end{cases} \quad (3)$$

риск летального радиогенного рака (для населения)

$$r_E^{Л.Р} = 0,05/\text{Зв}. \quad (4)$$

Из уравнений (1) и (4) легко получить, что для летального радиогенного рака ($L_E^{Л.Р} \equiv L_{\text{ср}}^{Л.Р}$)

$$g_E^{Л.Р} = L_E^{Л.Р} \cdot r_E^{Л.Р} = 0,75 \text{ чел.} \cdot \text{год}/1 \text{ чел.} \cdot \text{Зв}.$$

Значение $g_E^{Л.Р}$ отличается от g_E для населения тем, что включает только часть радиогенных эффектов — летальный рак.

Таким образом, случаи смерти, вызванной разными источниками риска, могут иметь разный ущерб, выраженный в годах потерянной жизни, т.е. они, вообще говоря, не эквивалентны. По этой причине установление норм безопасности для разных источников вреда в терминах риска смерти или их сравнение в показателях вероятности смерти или числе случаев смерти, как это иногда делается, нельзя признать обоснованным. Такое сравнение риска использовали в научных работах 70—80-х годов в соответствии с уровнем развития анализа риска в те годы, см., например, исследования [4].

Сравнение риска по показателю смертности или риска смерти можно встретить и в современных работах, но это не всегда обоснованно или его можно рассматривать

как грубое приближение. Особенно мало подходит показатель риска — вероятность риска смерти в год для оценки риска от проживания вблизи АЭС или другого источника ионизирующей радиации. Текущий годовой риск определяется всеми предыдущими радиоактивными выбросами и сильно растет со временем, текущие годовые выбросы и годовые дозы формируют риск в течение последующих десятков лет и нескольких поколений.

МКРЗ [1] в определении эффективной дозы E использовала интегрированный показатель пожизненного риска R_E . В нем учитывается риск смерти и заболевания, а также разница в значении величины L — потерянных годах здоровой жизни для разных видов рака. Это важный шаг в развитии системы показателей риска. Однако следует иметь в виду, что этот показатель специфичен только для радиационного риска. Соответствующий взвешивающий множитель f_i [1], учитывающий среднюю потерю лет жизни $L_{\text{ср}}^{(i)}$ для конкретного вида стохастического эффекта i (определенный вид рака или наследственное заболевание), нормирован на $L_{\text{ср}}^{\text{н.р}}$ — среднюю потерю лет жизни на один случай смертельного радиогенного рака (1): $f_i = L_{\text{ср}}^{(i)} / 15$ лет. Тем самым происходит взвешивание только внутри радиационного риска — между разными радиогенными стохастическими эффектами, но радиационный риск R_E нельзя напрямую сравнивать с другими видами риска. Можно думать, что это одна из причин, по которой МКРЗ установила основные нормы безопасности в терминах эффективной дозы E , но не риска R_E . Отметим также, что в нормах радиационной безопасности заложен некоторый консерватизм: при расчете величины R_E и ее компонентов поправочный фактор (DDREF) на зависимость от мощности дозы и дозы принят равным 2 (из диапазона неопределенности 2—10) [1]. Поясним, что при малой дозе и мощности дозы для редкоионизирующей радиации (β -, γ -радиации) радиационный риск на единицу дозы меньше в DDREF раз по отношению к риску от облучения при большой дозе и мощности дозы. Тем самым оценка риска на основе R_E или ее компонентов приводит к завышенным значениям радиационного риска в среднем в DDREF/2 раз.

Если установить основные нормы радиационной безопасности в терминах радиационного риска R_E и формально эквивалентные действующим дозовым нормам, то это означало бы отказ от консервативного (осторожного) подхода. Дозовые нормы жестче ограничивают риск для здоровья человека, чем нормы в терминах радиационного риска R_E . По этой причине установление в НРБ-96, а затем и в НРБ-99 [5] пределов риска в терминах R_E , формально эквивалентных основным дозовым пределам, но фактически завышающих уровень риска, нельзя признать обоснованным.

В статье предлагается специальный показатель риска для установления уровней принятия решений, включая универсальные нормы безопасности. Подготовка этого предложения осуществлялась в рамках разработки рекомендаций по использованию анализа риска в принятии решений по мерам радиационной и социальной защиты населения в программе НИР Координационного совета по анализу риска в ядерном комплексе Минатома РФ и Международного центра экологической безопасности Минатома РФ, а также частично в рамках проекта МНТЦ № 1224. Некоторые предварительные версии предложения опубликованы [6, 7].

Разработке данного предложения предшествовал анализ рекомендаций МКРЗ [1, 2], разных показателей риска, способов их преобразования и использования для различных источников вреда и др. Отметим, в частности, предложения по установлению показателя «рад-эквивалент» для сравнения радиационного и химического риска (Л.А. Ильин, В.А. Книжников, 60—70-е годы). Следует обратить также внимание на то, что в современных исследованиях по сравнению риска от разных видов энергопроизводства стал использоваться показатель ущерба L вместо числа случаев смерти, см., например, отчет Европейского союза по программе ExternE («Внешняя цена энергопроизводства») [8], а также [9].

Специальный показатель риска. Рассмотрим ситуацию с хроническим воздействием некоторого вредного фактора на здоровье человека, проявление которого носит вероятностный (стохастический) характер. Нормируется или сравнивается обычно интенсивность риска, или годовой риск. Как возможное последствие действия данного источника вреда примем во внимание пока только смертность.

Как было отмечено, вероятность смерти в год как мера риска не совсем подходит в качестве универсального показателя для нормирования или сравнения риска. Потерянные годы жизни в результате годового пребывания человека под воздействием источника риска — вот очевидный универсальный показатель. Для разных источников риска этот ущерб реализуется по-разному. Если речь идет о несчастных случаях или авариях, то ущерб реализуется мгновенно: если человек погиб, то он потерял сразу всю оставшуюся жизнь. Для ионизирующей радиации или химического канцерогенеза вероятность смерти растягивается на всю оставшуюся жизнь, и при этом есть некоторый промежуток времени после момента воздействия (латентный период), в течение которого возможность проявления заболевания или смертного случая равна нулю.

Итак, приведенный годовой ущерб, выражающийся в потерянных годах жизни как следствие пребывания человека в течение года под воздействием источника риска, и есть та величина, которую предлагается использовать для нормирования и сравнения риска. Обозначим эту величину как $\mathfrak{R}$. Термин «приведенный» означает отнесение потерянных лет жизни к данному моменту времени (к данному году).

Имеется хорошо известное определение приведенного ущерба:

$$\text{приведенный (ожидаемый) ущерб} = \text{вероятность события} \times \text{полный ущерб от реализации этого события.}$$

Используя это определение, легко выписать выражение приведенного годового ущерба $\mathfrak{R}$ для риска смерти от несчастных случаев, аварий и др. (т.е. для источника риска немедленного действия):

$$\mathfrak{R} = r g_r, \quad (5)$$

где r — интенсивность риска смерти (вероятность смерти в год) от действия данного источника риска; g_r — потерянные годы здоровой жизни в результате смерти в данный год. Согласно определению $g_r = L^{н.с.}$

Для таких источников вреда, как ионизирующая радиация и химическое загрязнение, в качестве физической меры воздействия на здоровье человека используется доза этого воздействия, которая по-разному выражается для разных источников вреда. Здесь рассматривается интенсивность дозы, или годовая доза. Как уже отмечалось, в результате получения годовой дозы для рассматриваемых источников вреда вероятность реализации вреда может быть растянута во времени после данного года на десятки лет. Опуская строгий математический вывод, выпишем выражение для $\mathfrak{R}$:

$$\mathfrak{R} = \begin{cases} d_{и.р} g_{и.р} & \text{для ионизирующей радиации;} \\ d_x g_x & \text{для химических загрязнителей,} \end{cases} \quad (6)$$

(7)

где $d_{и.р}$ — мощность дозы (годовая доза) ионизирующей радиации, получаемая человеком; $g_{и.р}$ — ущерб (потеря лет жизни L) от единицы дозы; d_x — мощность химической дозы, например, поступление химического вещества в организм человека в единицу времени (год); g_x — ущерб (потеря лет жизни L) от единицы химической дозы. В некоторых случаях соотношение доза—эффект для химических загрязнителей нормируется на временной интеграл концентрации этого вещества в атмосфере или воде, отнесенный к единице времени; размерность d_x — $(\text{год} \cdot \text{мкг}/\text{м}^3)/\text{год}$. Для такого варианта величина g_x есть воздействие единичной концентрации в единицу времени.

Здесь уместно дать пояснение зависимости доза—эффект для химических загрязнителей биосферы. В прошлом санитарно-гигиеническое нормирование основывалось на использовании пороговой зависимости доза—эффект. В 90-е годы благодаря результатам научных исследований последних десятилетий, выполненных в разных странах, в особенности США, эти представления о зависимости доза—эффект изменились. Для некоторых химических загрязнителей рекомендуется использовать линейную зависимость, подобную той, которая давно уже применяется в оценке и нормировании радиационного риска. В оценке вреда здоровью человека и гигиеническом нормировании стал использоваться анализ риска. В частности, такой подход стал применяться к химическим канцерогенам и загрязнителям биосферы, выбрасываемым в окружающую среду предприятиями энергетики: летучая зола, SO_2 и NO_x . Отметим также очевидную беспороговую U-образную зависимость для некоторых биологически значимых веществ (витамины, микроэлементы и др.): вреден как недостаток, так и избыток такого вещества в организме человека.

В России на государственном уровне приняты меры для поддержки научных исследований по анализу риска и его внедрения в санитарно-гигиеническое нормирование, см., например, постановление [10].

Определения (5)—(7) можно обобщить: $\mathfrak{R}$ количественно вычисляется как математическое ожидание потери лет предстоящей здоровой жизни, отнесенное к единице времени (обычно 1 год) пребывания человека под действием рассматриваемого i -го источника риска:

$$\mathfrak{R} = d_i g_i, \quad (8)$$

где d_i — мощность дозы (обычно годовая доза); термин доза означает физическую меру воздействия источника риска на здоровье человека, ее более конкретное определение зависит от рассматриваемого источника риска, см. выражения (5)—(7); g_i — ущерб L от воздействия единицы «дозы».

Размерность величины $\mathfrak{R}$ — год/год (потерянный год жизни, отнесенный к году пребывания под действием источника риска). В среднестатистическом смысле $\mathfrak{R}$ — условно доля этого года, которая теряется в результате действия рассматриваемого источника риска в течение всего года. Реально же теряются годы жизни после этого воздействия.

Здесь рассматривалась только смертность от источников риска. Приведенные формулы могут быть обобщены и на заболеваемость, как это, например, делается для ионизирующей радиации [1]. Отметим также эффект конкуренции разных видов риска: между собой конкурируют и рассмотренные годовые риски (уменьшают один другой: полный (пожизненный) риск смерти всегда равен 1 [3]). Однако для воздействия на уровне норм безопасности или ниже этим эффектом можно пренебречь. Кроме того, игнорирование конкуренцией годовых рисков есть хотя и незначительный, но элемент консерватизма (запаса надежности) в установлении норм безопасности.

Нормы безопасности. При установлении норм безопасности и других уровней принятия решений по защитным мерам обычно используют усредненные по возрасту и полу значения величин в определениях (5)—(8). Так это сделано, например, с коэффициентами радиационного риска при установлении норм радиационной безопасности [1].

Для источника риска немедленного действия (см. выражение (5)) среднее по возрасту значение g_r^{cp} равно по определению $L_{\text{cp}}^{\text{н.с}}$ из уравнения (2).

В выражении (6) в соответствии с современной практикой следует использовать эффективную дозу и ее коэффициенты:

$$\mathfrak{R} = g_E d_E, \quad (9)$$

где g_E — хорошо известный усредненный коэффициент риска для ионизирующей радиации (см. уравнение (3)); d_E — мощность эффективной дозы (эффективная доза в год).

Из литературы (см., например, работы [8, 9, 11—13]) можно найти важные примеры значений ущерба L для химических загрязнителей атмосферы. Здесь для демонстрации использования величины $\mathfrak{R}$ в нормировании риска ограничимся рассмотрением только мелкодисперсных аэрозолей $PM_{2,5}$ (диаметр частиц не более 2,5 мкм), выбрасываемых энергетическими предприятиями, и мышьяка:

$$g_x = \begin{cases} 0,0006 \text{ год}/(\text{год} \cdot \text{мкг}/\text{м}^3); & PM_{2,5}, \text{ население стран Европейского союза;} \\ 0,0008 \text{ год}/(\text{год} \cdot \text{мкг}/\text{м}^3); & PM_{2,5}, \text{ население России;} \\ 0,002 \text{ год}/(\text{год} \cdot \text{мкг}/\text{м}^3); & \text{мышьяк, население земного шара.} \end{cases} \quad (10)$$

Эффекты воздействия на здоровье аэрозолей $PM_{2,5}$ проявляются в заболевании органов кровообращения и дыхания (бронхиты и другие респираторные заболевания, инфаркты, инсульты, рак и др.) и смерти от них, мышьяка — злокачественные новообразования. Отметим, что время проявления болезней и смерти после начала воздействия аэрозолей $PM_{2,5}$ — дни, недели и до года для неканцерогенных эффектов и 10 лет и более для рака. Таким образом, неканцерогенные заболевания в результате воздействия летучей золы относятся фактически к числу неотсроченных эффектов. Для $PM_{2,5}$ потерянные годы жизни взяты из работы [11]. Они были рассчитаны для демонстрации их возможных различий в разных странах. Для мышьяка и других канцерогенов данные об оценке риска известны только в виде пожизненного риска R . Потерянные годы жизни для химических канцерогенов в уравнении (10) и ниже выбраны, исходя из подобия радиационного и химического канцерогенеза. В ближайшем будущем они будут уточнены после доработки методологии оценки риска химических веществ в применении к медико-демографическим условиям России.

Используя введенный показатель риска $\mathfrak{R}$, можно установить универсальные нормы безопасности. Чтобы они формально соответствовали уже установленным нормам радиационной безопасности, следовало бы принять значения

$$\mathfrak{R}_n = \begin{cases} 0,001 \text{ для населения;} \\ 0,016 \text{ для профессиональных работников.} \end{cases} \quad (11)$$

Легко видеть, что производные нормы безопасности — нормы безопасности для ионизирующей радиации, получаемые из определений (3), (9) и (11) в терминах эффективной дозы E , равны ($E_n = \mathfrak{R}_n/g_E$) нормам МКРЗ [1] и НРБ-99 [5]:

$$E_n = \begin{cases} 1 \text{ мЗв/год для населения;} \\ 20 \text{ мЗв/год для профессиональных работников.} \end{cases} \quad (12)$$

Однако в силу отмеченного консерватизма, заложенного в дозовые нормы безопасности (12), нормы безопасности (11) и (12) не эквивалентны: нормы (12) жестче ограничивают риск, чем нормы (11)! Чтобы сделать дозовые нормы и нормы в показателях риска эквивалентными, необходимо пределы риска (11) немного уменьшить. Кроме того, если поставить задачу сделать уровень безопасности в неядерной сфере столь же жестким, как в нормах радиационной безопасности, то также возникает необходимость занизить нормы (11).

Вопрос о том, насколько нужно ужесточить первичные нормы риска, должен решаться не только в рамках радиационного риска. Необходимо рассматривать техногенный риск в целом.

В качестве начального предложения для обсуждения среди специалистов предлагается вместо значений (11) установить следующие универсальные нормы:

$$\mathfrak{R}_n = \begin{cases} 0,0005 \text{ для населения;} \\ 0,008 \text{ для профессиональных работников.} \end{cases} \quad (13)$$

сравнение источников риска по полному риску (ущербу) в течение года или другого промежутка времени, например, разных энергопроизводств (производства электроэнергии на угле, природном газе и ядерном топливе);

сравнение полного риска здоровью населения от разных болезней и других источников вредного воздействия, например, сравнение полной смертности или заболеваемости населения России или отдельного ее региона от болезней и внешних причин смерти.

Приведем несколько показательных примеров сравнения.

Пример 1. Сравнение индивидуального риска. Когда сравнивают риск проживания вблизи АЭС с риском смерти от транспортных аварий, удара молнии и др., часто используют показатель интенсивности риска смерти (годовая вероятность смерти). Однако для радиации, как это видно из особенностей реализации радиационного риска, этот показатель не подходит. Из определения показателя $\mathcal{R}$ нетрудно видеть, что именно этот показатель более пригоден для сравнения разных источников риска.

Известно, что риск смерти от удара молнии и транспортных аварий на дорогах в России равен в среднем 10^{-7} /год и $2 \cdot 10^{-4}$ /год соответственно. Годовая эффективная доза за границей санитарно-защитной зоны не превышает 0,01 мЗв/год (она намного меньше установленного основного дозового предела 1 мЗв/год) [13]. Тогда риск от этих источников вреда в терминах приведенного годового ущерба

$$\mathcal{R} = \begin{cases} 4 \cdot 10^{-6} & \text{— удар молнии;} \\ 7 \cdot 10^{-3} & \text{— транспортные аварии на дорогах;} \\ \leq 10^{-5} & \text{— проживание на границе санитарно-защитной зоны АЭС.} \end{cases}$$

В последней оценке использованы коэффициенты риска g_E эффективной дозы.

Пример 2. Сравнение полной смертности от болезней и внешних причин (несчастных случаев, аварий, убийств и т.п.) для разных групп населения, например, населения разных территорий России, населения России и какой-либо другой страны и др. Такое сравнение нельзя проводить по числу смертей (в так называемых интенсивных показателях) из-за возможной существенной разницы в возрастном составе. Например, в одной группе преобладают молодые люди, в другой — старшего возраста. Чтобы исключить влияние разных возрастных составов, в медицинской демографии давно уже используются стандартизованные показатели смертности. В них суммарное значение смертности получается путем сложения фактической смертности в каждой возрастной группе, но состав возрастных групп берется из возрастного стандарта. Последний устанавливается компетентным органом. Как правило, используется возрастной стандарт, устанавливаемый Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ). В примерах сравнения риска на рис. 2 и в табл. 1 используется европейский стандарт ВОЗ. Аналогичным образом сравнивается заболеваемость.

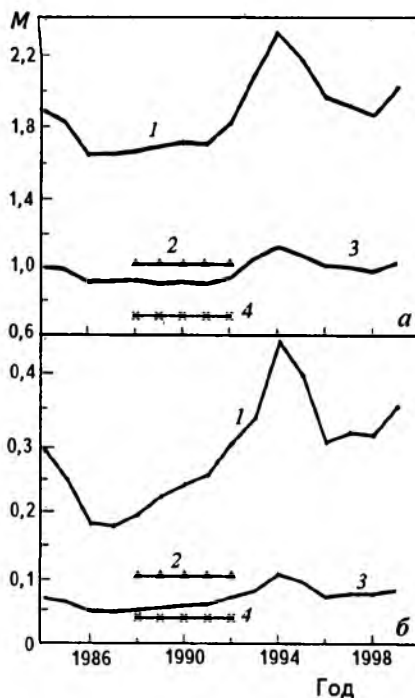


Рис. 2. Годовая стандартизованная смертность M (на 100 чел.) для населения России и стран Европейского союза: а — все причины смерти, б — внешние причины смерти (аварии, несчастные случаи, отравления, убийства, самоубийства и т.п.): 1, 2 — мужчины России и стран Европейского союза; 3, 4 — то же женщины; для Европейского союза усредненные данные за несколько лет; расчет по БАРД [3]

Т а б л и ц а 1. Стандартизованная смертность M (число случаев смерти на 100 тыс. чел.) мужского населения России в 1998 г. от всех, внешних причин (несчастные случаи, аварии, отравления, убийства, самоубийства и др.) и злокачественных новообразований (расчет по БАРД [3])

Причина	M
Внешние причины смерти	310
В том числе:	
автомобильные аварии	20
отравление алкоголем	30
убийства и самоубийства	100
Злокачественные новообразования	290
Все причины	1860

интерес сравнение канцерогенного риска для ионизирующей радиации и химических канцерогенов на уровне предельно допустимой дозы или концентрации (табл. 2, 3). Предполагается, что данный уровень воздействия сохраняется в течение всей жизни человека. Риск оценен в показателях пожизненного риска смерти R , потерянных лет жизни G и приведенного годового ущерба $\mathfrak{R}$ (предложенный в настоящей работе показатель). Все три показателя отнесены к одному среднестатистическому человеку, проживающему в указанных условиях в течение всей жизни. В табл. 2, 3 приведено среднее по возрасту значение $\mathfrak{R}_{\text{ср}}$. Величины $\mathfrak{R}_{\text{ср}}$ и G связаны простым соотношением $\mathfrak{R}_{\text{ср}} = G/T$ (T — продолжительность жизни; G — полный пожизненный ущерб (математическое ожидание сокращения продолжительности жизни в результате действия данного источника риска в течение всей жизни); $\mathfrak{R}_{\text{ср}}$ — потерянные годы жизни, отнесенные в среднем к одному году жизни человека). Неусредненное значение $\mathfrak{R}$ сильно зависит от возраста человека. Оно максимально для детского возраста, уменьшается с возрастом и стремится к нулю в пожилом возрасте.

Т а б л и ц а 2. Канцерогенный риск от ионизирующей радиации при предельно допустимом уровне воздействия и спонтанного рака в показателях пожизненного риска смерти R , пожизненного ущерба жизни G и приведенного годового ущерба $\mathfrak{R}_{\text{ср}}$ (расчет по БАРД [3]) (население России 90-х годов)

ПД (ПДК)	Пол	R , %		G		$\mathfrak{R}_{\text{ср}}$	
		Летальный рак		Летальный рак		Летальный рак	
		радиационный	спонтанный	радиационный	спонтанный	радиационный	спонтанный
ПД = 1 мЗв/год	М.	0,19	19	12 сут	2,9 года	0,0005	0,05
	Ж.	0,18	13	13 сут	2,3 года	0,0005	0,03
	М. + Ж.	0,19	17	12 сут	2,6 года	0,0005	0,04
Радон, ПДК = 100 Бк/м ³	М.	2,0	7,2	0,3 года		0,004	
	Ж.	0,3	1,2	0,05 года		0,0007	
	М. + Ж.	1,2	4,2	0,16 года		0,002	

Пояснения: ПД — предел дозы (основная норма радиационной безопасности из НРБ-99 [5]), рассматривается равномерное облучение всего тела. Для радона указана ПДК в жилых помещениях, эффект воздействия: рак органов дыхания. М. — мужчины, Ж. — женщины.

Т а б л и ц а 3. Канцерогенный риск от некоторых химических веществ в тех же показателях (среднемировые данные для мужчин и женщин)

Химическое вещество	ПДК, мг/м ³	R, %	G	$\mathcal{R}_{\text{ср}}$
Бензол	0,1	0,3	18 сут	0,0008
Винилхлорид	0,01	0,08	5 сут	0,0002
Cr (VI)	0,0015	22	3,7 года	0,06
Мышьяк	0,003	1,3	0,21 года	0,003

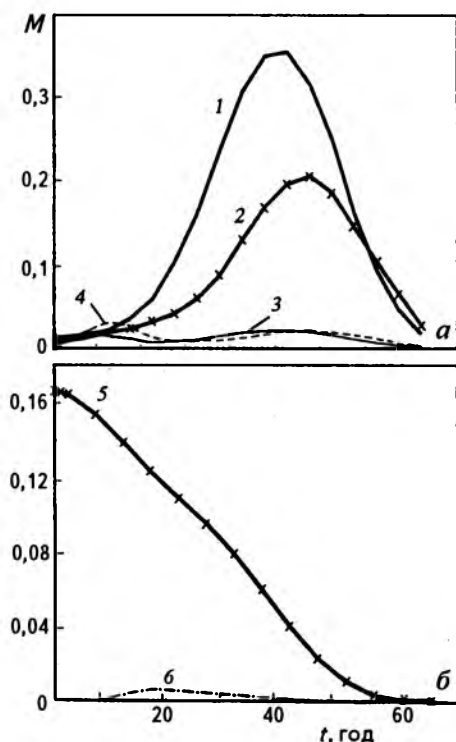
Данное сравнение сделано в основном для демонстрации способа сравнения и использования показателей риска. Однако из результатов сравнения можно сделать вывод о том, что в связи с выявлением канцерогенных свойств у отдельных химических веществ необходимо для некоторых из них пересмотреть ПДК, установленную по общетоксическому эффекту. В частности, очевидному пересмотру в сторону ужесточения подлежит ПДК Cr (VI).

Пример 4. Риск проживания на территории, радиоактивно загрязненной в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Оценивать этот риск в среднегодовых показателях смертности еще менее обоснованно, чем оценивать в таких показателях риск проживания вблизи АЭС. Во-первых, в первые 5—7 лет после аварии имеется сильная зависимость от времени годовой дозы облучения человека. Во-вторых, индивидуальный риск сильно зависит от возраста человека на момент аварии и времени после аварии.

В зависимости от назначения может быть несколько вариантов сравнения риска для данного источника вреда. Пусть стоит задача получить общее представление о последствиях аварии для здоровья населения и сравнить их с некоторым привычным риском, сопровождающим человека в его жизни. В этом случае представляется разумным выбрать группу людей с некоторым определенным возрастным составом на момент аварии и проследить ее судьбу в последующие годы после аварии, оценивая годовой риск смерти от радиогенного (воздействие аварии) и спонтанного рака. Пример такого сравнения приведен на рис. 3.

Оценки радиационного и нерадиационного риска выполнены для сельского населения территории Брянской области с относительно высоким уровнем радиоактивного загрязнения в результате аварии на Чернобыльской АЭС (плотность радиоактивных выпадений ^{137}Cs больше 1 МБк/м² (более 30 Ки/км²)). Расчеты сделаны в предположении отсутствия защитных мер с использованием компьютерной системы БАРД (банк данных по анализу риска) РНЦ «Курчатовский институт» [3]. Исходная доза взята из работы [16].

В табл. 4 приведены значения приведенного годового ущерба $\mathcal{R}_{\text{ср}}$ и интегральные значения риска, выраженные в виде значений пожизненного риска смерти R от сравниваемых источников вреда здоровью.



Р и с. 3. Ежегодная смертность M (на 100 чел.) мужчин (1, 3) и женщин (2, 4) сельского населения Брянской области от спонтанного 1, 2, 5 и радиогенного (вследствие аварии на Чернобыльской АЭС) рака 3, 4, 6 как функция времени t после аварии (расчет по БАРД [3]); a — возраст 0—25 лет на момент аварии, все виды рака; b — рак органов дыхания у мужчин возраста старше 25 лет на момент аварии

Т а б л и ц а 4. Сравнение риска смерти от спонтанного и радиогенного (авария на Чернобыльской АЭС) рака для сельского населения Брянской области с относительно высоким уровнем радиоактивного загрязнения в показателях пожизненного риска смерти R и приведенного годового ущерба $\mathcal{R}$ (расчет по БАРД [3])

Источник вреда	R , %, возраст на момент аварии		$\mathcal{R}_{\text{сп}}$, до 25 лет
	до 25 лет	старше 25 лет	
Спонтанный рак:			
мужчины	13	13	0,05
женщины	7	6	0,03
Радиогенный рак:			
мужчины	1	0,31	0,005
женщины	0,8	0,14	0,006
В том числе рак легкого			
мужчины		0,14	
Все виды рака:			
мужчины	14	13,3	0,054
женщины	7,8	6,2	0,035

Из данных сравнения следует давно уже известный результат оценки прямого ущерба здоровью населения от аварии на Чернобыльской АЭС (см., например, публикации [17, 18]): на территориях с относительно высоким уровнем радиоактивного загрязнения ущерб от радиогенного рака не превышает десятой доли ущерба от спонтанного рака, даже если бы не проводилось никаких защитных мер. Также уже отмечалось, что другие не прямые воздействия: социально-психологический фактор, социально-экономические трудности как результат ошибочных контрмер и общей перестройки в стране привели к намного большим отрицательным последствиям для здоровья человека (см. рис. 2).

Данные рис. 3 и табл. 4 приведены как демонстрационные примеры сравнения разных видов риска. В них ставилась задача продемонстрировать выбор сценария и показателей риска для сравнения. По этой причине здесь опущены оценки неопределенностей и анализ чувствительности. Отметим также, что использование показателя пожизненного риска смерти R в этом сценарии уместно из-за подобия временной зависимости частоты заболевания радиогенным и спонтанным раком.

Пример 5. Сравнение риска здоровью населения от разных топливно-энергетических комплексов. В связи с необходимостью решения экологических проблем развития энергетики в современных условиях в США и странах Европейского союза в 90-х годах начали развиваться методы сравнительной оценки риска от разных отраслей электропроизводства и методы оценки так называемых внешних цен. В 1993—1997 гг. выполнялась координируемая МАГАТЭ международная программа НИР по сравнительной оценке риска для здоровья населения и окружающей среды ядерной энергетики и других видов производства электроэнергии. В этой работе принимали участие сотрудники РНЦ «Курчатовский институт» [9].

Внешняя цена производства энергии — это экономическая оценка тех затрат на обеспечение безопасности и защиты окружающей среды, а также возможных экологических ущербов, которые до сих пор по разным причинам еще не включены в стоимость производимой электроэнергии.

В России также становится необходимым развивать и применять указанные методы для поддержки принятия решений по структуре производства электроэнергии на локальном, региональном и общегосударственном уровне. Эта работа началась по научной программе Международного центра экологической безопасности Минатома РФ. Некоторые предварительные ее результаты представлены в табл. 5. Как и в других

примерах, данные этой таблицы приведены, главным образом, для демонстрации сценария и показателей сравнения риска. Кроме показателя ущерба L , в таблице приведена также внешняя цена. Это самый универсальный показатель, так как позволяет сравнивать и объединять все виды экологического риска.

Т а б л и ц а 5. Сравнение риска здоровью населения в показателях ущерба L (потерянные годы жизни), а также внешних цен Y от разных видов производства электроэнергии в России

Вид производства электроэнергии (вид топлива)	$L, 10^{-3}$ чел.-сут/(кВт·ч)	$Y, \text{у.е.}/(\text{кВт} \cdot \text{ч})$	
		Воздействие на климат	Ущерб здоровью населения
Уголь	1,0	2,6	10
Нефть	0,3	1,8	2,6
Газ	0,1	1,3	1,1
Атомная энергия	0,02	—	0,2

Примечание: у.е. = 1 севро=1цент.

В заключение этого раздела добавим следующее общее замечание. Вообще говоря, в зависимости от конкретной постановки задачи могут быть и некоторые другие варианты сценариев сравнения и показателей риска. Здесь не ставилась задача дать их полное описание. Цель данного раздела — показать необходимость тщательного выбора сценария и показателей сравнения разных видов риска.

В информационном бюллетене Минатома [19] в разделе «Экологическая и радиационная безопасность» разные источники риска в России (смертность от несчастных случаев, химического загрязнения атмосферы, авиационных катастроф, проживания вблизи АЭС и др.) сравниваются по числу смертей в год. Такое сравнение на современном уровне развития анализа риска научно необоснованно и фактически неудовлетворительно. Другим серьезным недостатком сравнения риска является путаница разных сценариев сравнения, что делает бессмысленными некоторые его результаты.

Заключение. Предложен специальный показатель риска для установления универсальных норм безопасности населения и персонала и других уровней принятия решений, а также для сравнения разных источников риска. Предложены универсальные нормы безопасности (13) в терминах этой величины. На основе этих норм получены производные нормы безопасности (14)—(16) для некоторых конкретных источников риска. Тем самым нормы безопасности от всех техногенных источников вреда могут быть установлены на единой основе (на одинаковом или эквивалентном уровне риска). Предложены другие универсальные и производные уровни принятия решений, включая уровень пренебрежимого риска (уровень «de minimus»).

Для ионизирующей радиации использованы коэффициенты риска эффективной дозы, рекомендованные МКРЗ. Соответствующие производные нормы в терминах эффективной дозы равны нормам МКРЗ [1] и НРБ-99 [5].

Возможно, в будущем будут пересмотрены некоторые положения рекомендаций МКРЗ и РНКРЗ, затрагивающие численные значения показателей радиационного риска. В этом случае станет необходимым изменить и предлагаемые производные нормы радиационной безопасности.

Для химических загрязнителей использованы данные новейших научных публикаций. Прежде чем вводить в нормативно-регламентные документы, их следует обсудить на научных семинарах и заседаниях компетентных органов (межведомственных советах или комиссиях по гигиене окружающей среды).

Благодарим С.Т. Беляева, В.А. Кутькова и В.С. Осмачкина, взявших на себя труд прочесть рукопись статьи и сделать ценные критические замечания.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Рекомендации Международной комиссии по радиационной защите 1990 г. Публикация № 60. Пер. с англ. М.: Энергоатомиздат, 1994.
2. Рекомендации Международной комиссии по радиационной защите. Публикация № 45. Количественное обоснование единого индекса вреда. Пер. с англ. М.: Энергоатомиздат, 1989.
3. Демин В.Ф. Научно-методические аспекты оценки риска. — Атомная энергия, 1999, т. 86, вып. 1, с. 46—63.
4. Воробьев В.И., Ковалев Е.Е. Радиационная безопасность экипажей летательных аппаратов. М.: Энергоатомиздат, 1983.
5. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). М., Минздрав России, 1999.
6. Демин В.Ф., Голиков В.Я., Кутыков В.А. и др. Анализ риска в принятии решений по мерам радиационной и социальной защиты населения. — Атомная энергия, 1999, т. 87, вып. 5, с. 384—396.
7. Demin V.F. Health risk analysis: some directions of R & D and practical use in Russia. — In: Proc. of ESREL and SRA Europe Annual Conf. «Foresight and Precaution». Edinburg, UK, 15—17 May 2000. A.A. Balkema Publishers, Rotterdam, Netherlands, v. 1, p. 117—123.
8. Externalities of Fuel Cycles: ExternE Project, v. 8, European Commission, DG XII, 1998.
9. Васильев А.П., Демин В.Ф. Риск для здоровья населения и окружающей среды, «внешние цены» ядерной и других энергетических систем России. — In: Proc. of the Intern. Conf. «PSAM 5 — Probabilistic Safety Assessment and Management», 27.11—1.12.2000, Osaka, Japan. Universal Academy Press, Tokyo, Japan, v. 1, p. 281—287.
10. Постановление «Об использовании методологии оценки риска для управления качеством окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации», № 25, 10.11.97, Минздрав РФ, 1997.
11. Leksell L., Pahl A. Air pollution and mortality: quantification and valuation of years of life lost. — Risk Analysis, 2001, v. 21, № 2.
12. Новиков С.М., Румянцев Г.И., Жолдакова З.И. и др. Проблемы оценки канцерогенного риска воздействия химических загрязнений окружающей среды. — Гигиена и санитария, 1998, № 1, с. 12—19.
13. Новиков С.М. Алгоритмы расчета доз при оценке риска, обусловленного многосредовыми воздействиями химических веществ. М., Консультационный центр по оценке риска, 1999.
14. Балонов М.И., Иванов Е.В., Цыб А.Ф. и др. Концепция радиационной, медицинской, социальной защиты и реабилитации населения Российской Федерации, подвергшегося аварийному облучению (Концепция-1995). — Вестник научной программы «Семипалатинский полигон/Алтай», Барнаул, НИИРМЭП, 1995, № 3, с. 16—22.
15. Безруков Б.А., Иванов Е.А., Кочетков О.А., Шершаков В.М. Современные подходы к ограничению поступления радионуклидов в окружающую среду при нормальной эксплуатации АЭС. — В сб.: II Межд. научно-технич. конф. «Безопасность, эффективность и экономика атомной энергетики». М., 22—23 марта 2001.
16. Бюллетень национального эпидемиологического регистра «Радиация и риск», 1996, вып. 7, с. 39—245.
17. Demin V.F. Estimation of health risk for Bryansk region population from the Chernobyl accident. — Radiation Protection Dosimetry, 1996, v. 64, № 1/2, p. 109—112.
18. Демин В.Ф., Диденко В.И., Яцало Б.И. Оценка радиационного и нерадиационного риска на территориях, пострадавших от чернобыльской аварии. — В сб.: Межд. конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», 24—26 апреля 2000 г. М.—СПб: Гидрометеонадат, т. 3, с. 250—254.
19. Ядерные технологии в XXI веке: Россия на мировом рынке услуг по обращению с ядерным топливом. — Бюллетень пресс-центра Минатома России, 2000.

Поступила в Редакцию 26.03.01

УДК 539.1.06

ВЫРАВНИВАНИЕ ДОЗЫ ПО ГЛУБИНЕ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ ЭЛЕКТРОНАМИ

Лисицкий А.В., Рудычев В.Г. (Харьковский национальный университет, Украина)

Пучки электронов энергией до 10 МэВ широко применяются в радиационной технологии. Как правило, величиной, характеризующей результат воздействия излучения на вещество, для многих процессов является поглощенная доза. Ее распределение в обрабатываемом объекте зависит от энергии электронов и свойств облучаемого материала. Поглощенная доза для того или иного радиационного эффекта является фиксированной, ее постоянство с некоторым технологическим допуском должно быть обеспечено во всем обрабатываемом объеме. Например, при обработке полиэтилена для