

В настоящей работе показано также сильное влияние естественной изменчивости полей ветра на положение наземных пятен загрязнений, образующихся в результате мгновенных выбросов примесей высотными источниками. Это означает, что при проведении диффузионных расчетов необходимо учитывать даже мелкомасштабную пространственную неоднородность полей ветра и подстилающей поверхности.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Учет дисперсионных параметров атмосферы при выборе площадок для атомных электростанций. Руководство по безопасности № 50-SG-S3. Вена: МАГАТЭ, 1982. 105 с.
2. Безопасность в атомной энергетике. Ч. I. Изд. 1-е. Нормативно-технический документ 38.220.56-84 Интератомэнерго. Т. I. М.: Энергоатомиздат, 1984. 52 с.
3. Руководство по установлению допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферу. ДВ-98. Т. II. М., 1999. 303 с.
4. Бесчастнов С.П., Найденов А.В. Оценки пространственной изменчивости поля ветра для системы радиационного мониторинга г. Обнинска. — Метеорол. и гидрология, 1998, № 3, с. 33—43.
5. Бесчастнов С.П., Найденов А.В. Диффузионные модели струи газоаэрозольной примеси для локальных систем радиационного мониторинга. — Атомная энергия, 2000, т. 88, вып. 6, с. 464—470.
6. Костриков А.А. Модель дальнего переноса примеси. — Метеорол. и гидрология, 1988, № 11, с. 60—65.
7. Гаргер Е.К. Оценка дисперсий координат частиц примеси в слое перемешивания. — Труды ИЭМ, 1984, вып. 29(103), с. 11—25.
8. Бызова Н.Л., Гаргер Е.К., Иванов В.Н. Экспериментальное исследование атмосферной диффузии и расчета рассеяния примеси. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 278 с.
9. Hogstrom U. En experimental study on atmospheric diffusion. — Tellus, 1964, v. 16, № 2, p. 205—251.
10. Smith F. The role of wind shear in horizontal diffusion of ambient particles. — Quart. J. Roy. Met. Soc., 1965, v. 91, № 2, p. 205—251.
11. Saffman P. The effect of wind shear on horizontal spread from instantaneous ground source. — Ibid., 1962, v. 88, № 378, p. 382—393.
12. Бызова Н.Л., Жуков Г.П., Мазурин Н.Ф., Юрчак Б.С. Экспериментальные оценки параметров диффузии пассивной примеси от мгновенного высотного источника в нижней части пограничного слоя атмосферы. — Труды ИЭМ, 1994, вып. 57(159), с. 3—17.
13. Жуков Г.П., Юрчак Б.С. Диффузия пассивной примеси в пограничном слое атмосферы по радиолокационным данным. — Изв. АН. Физика атмосферы и океана, 1994, т. 30, № 4, с. 451—457.
14. Randerson D. Temporal changes in horizontal diffusion parameters of a single nuclear debris cloud. — J. Appl. Met., 1972, v. 11, p. 670—673.
15. Angell J., Allen P., Jessup E. Mesoscale relative diffusion estimates from tetraon flights. — Ibid., 1971, v. 10, p. 43—46.
16. Kao S., Wendell L. Some characteristics of relative particle dispersion in the atmospheric boundary layer. — Atm. Env., 1968, v. 2, p. 397—407.
17. Peterson K. Continuous point source plume behavior out to 160 miles. — J. Appl. Met., 1968, v. 7, p. 217—226.
18. Метеорология и атомная энергия. Пер. с англ. Л.: Гидрометеиздат, 1971. 648 с.

Поступила в Редакцию 15.08.2000

УДК 621.039.73

#### СТОИМОСТЬ РАДИАЦИОННОГО УЩЕРБА В КОНЦЕПЦИИ ALARA

Кононович А.Л., Носов А.В., Иванов А.Б. (Гос. ин-т прикладной экологии),  
Печуров А.В. (Гос. комитет РФ по охране окружающей среды и гидрометеорологии)

Необходимость оценки стоимости потенциального ущерба для здоровья связана с оптимизацией охраны здоровья человека и среды обитания. Особенно возрастает их значение в связи с развитием рыночных отношений. Несмотря на значительное число работ в этой области [1—9], идеологическая основа вопроса остается противоречивой и понимается неоднозначно. Например, высказывалось мнение, что экономический подход к охране здоровья является недопустимым и безнравственным, поскольку че-

ловеческая жизнь бесценна. Обосновано опасение, что бесконтрольный переход на рыночную основу может оправдывать даже физическое уничтожение людей, если имеется достаточная денежная компенсация [10].

В настоящей работе изложены вариант идеологической основы понятия «стоимость радиационного ущерба» и подход к установлению его значения, не противоречащий как моральным представлениям, так и законам рынка.

Следует отметить, что единого идеологического подхода, пригодного для всех ситуаций, нет. В частности, значительно отличаются подходы к рассмотрению потенциального и явного ущерба. В большинстве случаев последствия радиационного воздействия на конкретного человека носят характер потенциального ущерба, поскольку они неотличимы от аналогичных болезней нерадиационного происхождения. Это характерно для всего диапазона дозы, не превышающей порога детерминированных эффектов, т.е. не более 0,5—0,7 Зв. В указанном диапазоне невозможно доказать прямую причинную связь наблюдаемого поражения (онкологического заболевания, лейкоза или лейкопении) с радиационным воздействием. Строгий вывод о наличии вредного радиационного воздействия на группу людей возможен только на основе анализа изменения вероятности появления соответствующих заболеваний. Таким образом, вопрос о плате за радиационное воздействие сводится к вопросу о стоимости риска.

Определение стоимости радиационного риска тесно связано с общими концепциями радиационной безопасности ALAP или ALARA. Современная идеология охраны здоровья исходит из положения о бесценности человеческой жизни. Этот принцип является основным в концепции как ALAP (так мало, как возможно), так и ALARA (так мало, как разумно достижимо). В обеих концепциях учитывается невозможность полностью избежать риска. Различие концепций заключается в том, что в первом случае требуется по возможности уменьшать все составляющие компоненты риска, в то время как во втором должна рассматриваться взаимосвязь отдельных компонентов риска и их совокупное влияние на результирующий риск.

Подход по концепции ALAP значительно проще, но он не всегда уменьшает результирующий риск. Причина в том, что индивидуальный риск формируется в результате комплексного взаимодействия человека с обществом и окружающей средой. Поэтому результирующие последствия мероприятий по уменьшению какого-либо отдельного компонента риска в итоге могут быть как благотворными, так и отрицательными. С этим обстоятельством сталкиваются, например, при ликвидации последствий радиационных аварий. Так, при планировании охраны здоровья населения в зоне влияния аварийного выброса Чернобыльской АЭС потребовалось сопоставление радиационного риска и риска, связанного с самими охраняемыми мероприятиями, в том числе транспортного риска при вывозе населения [11, 12]. Помощь населению, подвергшемуся радиационному воздействию в результате ядерных испытаний и радиационных аварий, является комплексной оптимизационной задачей [13].

Для удобства используется понятие «совокупный индивидуальный риск», под которым понимается индивидуальный риск, обусловленный воздействием на данного человека всех (как вредных, так и благотворных) факторов, характерных для данной группы населения. Совокупный смертельный риск для  $i$ -го человека определяется выражением

$$R_i = 1 - \prod_k (1 - r_{i,k}), \quad (1)$$

где  $r_{i,k}$  —  $k$ -й компонент индивидуального риска для  $i$ -го человека.

Величина  $r_{i,k}$  есть риск, возникающий в результате воздействия только одного  $k$ -го фактора на  $i$ -го человека. Произведение берется по всем факторам риска, воздействующим на человека.

Следует отметить различие известных понятий «пожизненный риск» [14—16] и «совокупный индивидуальный риск». Первый характеризует риск в результате воз-

действия некоторого конкретного фактора (обычно ионизирующего излучения) на протяжении жизни человека, второй — риск от воздействия всех факторов. Он может быть приурочен к любому отрезку времени.

Формально выражение (1) убывает при уменьшении любого компонента индивидуального риска  $r_{i,k}$ . Но сами величины  $r_{i,k}$  являются сложной взаимосвязанной системой, каждый компонент которой зависит от многих параметров, определяемых условиями жизни и родом деятельности человека. Одни и те же мероприятия по-разному влияют на различные компоненты риска. Например, интенсификация производства лекарственных препаратов снижает риск смерти от заболеваний, но увеличивает риск отравления для людей, занятых в фармацевтической промышленности.

Воздействие на некоторый фактор риска для любого человека прямо или косвенно влияет на риск для многих людей, а также другие факторы риска для данного человека. При этом даже мероприятия, уменьшающие какой-либо компонент риска, могут тем не менее увеличивать совокупный риск. Следовательно, охрана здоровья должна основываться на требовании минимизации среднего совокупного индивидуального риска. Таким образом, концепция ALARA не может замыкаться в рамках только радиационного риска, хотя ее главной целью является радиационная безопасность.

Вследствие сложной взаимообусловленности компонентов для уменьшения риска требуется оптимизация. Поскольку в любом виде деятельности имеется некоторое характерное для него распределение величин неизбежного риска, параметр оптимизации строится путем усреднения по компонентам неизбежного совокупного риска. Соотношение работ повышенного и незначительного риска определяется технологией и организацией процесса. Условие оптимизации записывается как

$$\bar{R} = \frac{\sum R_i}{N} \rightarrow \min, \quad (2)$$

где  $R_i$  — совокупный индивидуальный риск для  $i$ -го человека;  $N$  — число людей в контрольной группе.

Соотношение (2) формулирует цель оптимизации риска. Процесс оптимизации заключается в поиске соотношения между компонентами риска, при котором величина  $\bar{R}$  минимальна. В этом состоит поиск разумного решения, декларируемого концепцией ALARA. Но практический поиск оптимума усложнен невозможностью дать полное количественное описание формирования риска.

Иллюстрацией сложного, иногда противоречивого формирования риска служит, например, тот факт, что состояние здоровья и продолжительность жизни работников вредных и опасных производств значительно лучше, чем аналогичные показатели у жителей окрестных деревень, в которых техногенный риск фактически равен нулю. В данном случае компенсирующие факторы, как прямые (медицинское обслуживание), так и косвенные (уровень дисциплины производственного персонала, культура безопасности и т.п.), оказываются более значимы, чем прямое вредное воздействие. Таким образом, если попытаться уменьшить риск, прекратив работу вредных производств, результирующий риск в регионе не уменьшится, а возрастет. Косвенное воздействие, возникающее за счет взаимодействия человека с обществом, является доминирующим. Механизм косвенного влияния на риск, как правило, легко объяснить в общих чертах. Но количественный анализ связей удастся лишь в ограниченной части.

Построить строгую математическую модель, учитывающую взаимодействие разнообразных факторов при формировании риска, на современном уровне не удастся. Поэтому любая оптимизационная концепция охраны здоровья вынуждена вводить дополнительные постулаты и упрощения.

Основным постулатом является хорошо известное положение — в нормальных условиях риск не должен превышать некоторого предельного значения.

Вопрос о том, является ли этот постулат независимым или он есть следствие условия (2), на сегодня остается открытым. В рамках современных представлений волево ограничение максимально приемлемого риска есть независимое положение, отражающее моральные принципы. Необходимо отметить, что максимально приемлемый риск существенно зависит от ситуации, что отражено в соответствующих нормативных документах. Например, НРБ-99 приемлемый риск для профессиональных работников составляет  $10^{-4}$  год $^{-1}$ , для населения —  $5 \cdot 10^{-5}$  год $^{-1}$ . При ликвидации последствий аварий и катастроф приемлемый риск рассматривается особо.

Второй постулат основывается на современных моральных принципах. Он запрещает при нормальных условиях умышленно подвергать людей повышенному риску для уменьшения общего совокупного риска. Запрет сохраняет силу, даже если выбранная группа завышенного риска состоит из добровольцев. Таким образом, в нормальной ситуации, оптимизировать риск можно только техническими или технологическими средствами. Разграничение нормальных и экстремальных условий регламентируется специальными документами, что выходит за рамки настоящей статьи.

Третий постулат устанавливает существование минимально значимого риска. Минимально значимый и максимально приемлемый радиационный риск установлен в НРБ-99. В этом интервале можно управлять риском для оптимизации.

Из-за трудностей моделирования практическая оптимизация риска выполняется приближенными и косвенными методами. Один из методов — экономический подход. В его основу положено хорошо известное регулирующее свойство рынка.

В настоящее время наиболее распространен подход, исходящий из требования компенсировать ущерб. Используются различные способы установления денежного выражения риска и ущерба. Например, стоимость экологического ущерба определяют на основе изменения энергетической продуктивности биоты [7]. В большинстве публикаций оценка стоимости риска выполняется путем теоретического рассмотрения сценариев формирования ущерба и последующего подсчета денежной стоимости материальных потерь [1]. Но используемые в настоящее время социально-экономические модели носят субъективный характер. Они ненадежны и не поддаются верификации. Сценарии формирования материального ущерба носят искусственный субъективный характер. По этой причине, несмотря на глубокую проработку вопроса, полученные оценки стоимости ущерба нельзя рекомендовать для практического использования при оптимизации риска.

Необходимо добавить, что, строго говоря, компенсация ущерба является юридическим, а не оптимизационным действием. Для оптимизации необходимо сопоставлять цену ущерба и цену всех благотворных последствий работы предприятия. Но на современном этапе ограничиваются только учетом пользы от выпускаемой продукции, что не исчерпывает всех аспектов пользы.

В настоящей статье стоимость риска оценивается на основе величин, формирующихся в результате объективного процесса, в котором проявляется стоимость риска.

Принимаются следующие постулаты:

любое нарушение здоровья требует расходов на его анализ и лечение;

любое производство сопровождается некоторым техногенным риском. Одновременно результат любой нормальной деятельности прямо или косвенно уменьшает какие-либо составляющие риска;

любой вид деятельности человека требует финансовых затрат;

недостаток средств для поддержания какого-либо вида деятельности приводит к увеличению риска;

выделение дополнительных средств для любого вида деятельности, в том числе и для прямой охраны здоровья приводит к уменьшению средств для других видов деятельности.

Второй постулат целесообразно пояснить. Например, автотранспорт связан с хорошо известным риском автокатастроф. Одновременно его использование приводит к снижению компонентов риска, в том числе риска гибели больных, нуждающихся в срочной госпитализации.

По этой схеме стоимость риска является характеристическим параметром, облегчающим поиск оптимального сбалансированного решения. В данной интерпретации стоимость риска не является ни производной величиной стоимости жизни, ни основанием для выплаты рискующему или пострадавшему.

Необходимо отметить, что стоимость риска, как и любая стоимость, является объективно существующей величиной и не может быть назначена волевым решением. Но определение стоимости всегда происходит с некоторой ошибкой, как и определение (измерение) любой величины.

В качестве представительной характеристики стоимости риска для здоровья выбраны затраты на здравоохранение. При стабильной экономике бюджет формируется с учетом реального соотношения потребностей и постоянного анализа реальной ситуации. Распределение средств является близким к объективному (в той мере, в какой может быть объективен рынок) и управляется реальной ситуацией. Следует отметить, что даже в авторитарных государствах распределение бюджета может быть близким к объективному. Реально распределение ведется во взаимодействии управляющих групп, отражающих интересы всех видов деятельности. В период стабильного развития экономики стоимость риска приближенно оценивается выражением

$$a = \frac{B}{NR},$$

где  $a$  — стоимость единичного риска;  $B$  — сумма затрат на здравоохранение в критической группе населения;  $N$  — ее численность;  $R$  — риск заболевания, усредненный по критической группе.

Оценка справедлива, если  $R \leq 10^{-2}$ . Стоимость оценена на основе данных за 1985—1989 гг. [17]. Получена стоимость «единичного риска», равная  $28\,000 \pm 3000$  дол. в ценах 1985 г., что для максимально приемлемого риска  $5 \cdot 10^{-5}$  год $^{-1}$  соответствует стоимости  $1,43 \pm 0,15$  дол. на тот период.

Стоимость радиационного ущерба определяется выражением

$$P = a \sum (N_l R_l), \quad (3)$$

где  $R_l$  — индивидуальный добавочный радиационный риск в  $k$ -й критической группе;  $N_l$  — численность  $l$ -й критической группы.

Суммируются оценки риска людей, для которых добавочный радиационный риск превышает минимально значимый. В записи вида (3)  $a = 28$  тыс. дол.

На практике удобнее модифицированная запись уравнения с использованием функции распределения плотности населения в регионе

$$P = a \int_S N(r) \frac{D(r)}{D_{\text{доп}}} dr, \quad (4)$$

где  $S$  — область территории, где добавочный радиационный риск превышает минимально значимый риск;  $r$  — вектор-координата точки на территории;  $D(r)$  — распределение дополнительной дозовой нагрузки на наблюдаемой территории;  $N(r)$  — распределение плотности населения на наблюдаемой территории;  $D_{\text{доп}}$  — допустимая доза для населения.

В формуле (4) коэффициент стоимости зависит от принятой допустимой дозы: при  $D_{\text{доп}} = 1$  мЗв/год  $a = 2$  дол./год, при  $D_{\text{доп}} = 5$  мЗв/год  $a = 10,2$  дол./год.

При определении стоимости радиационного риска принимается во внимание только техногенная доза. Фоновая доза и доза, обусловленная глобальными выпадениями, не учитывается.

В качестве иллюстрации рассматривается гипотетический пример сброса радиоактивных веществ в поверхностные воды некоторым условным объектом. Предполагается, что условный объект имеет две системы канализации — промышленно-ливневую и хозяйственно-фекальную и соответственно два места сброса. Очищенные воды последней системы сбрасываются в небольшую речку с расходом  $4 \cdot 10^7$  м<sup>3</sup>/год. Река протекает в малонаселенной местности. В области возможного радиационного влияния проживают 2 тыс. чел. Река используется для поливного земледелия и водопоя скота. Рыболовство развито слабо. Максимальный годовой улов 5 кг/чел., средний улов — 2 кг/чел. Очищенные воды первой системы сбрасываются в искусственное проточное водохранилище длиной 15, шириной 5 км. По берегам водохранилища расположены поселки сельского и городского типа и санатории. Общая численность населения 60 тыс. чел. На водохранилище развито промысловое и любительское рыболовство. Годовое потребление рыбы — 20 кг/чел. Дополнительные дозовые нагрузки рассчитывали согласно [18].

Допустимый сброс  $^{137}\text{Cs}$  по хозяйственно-фекальной системе, соответствующий предельно приемлемому риску, составил  $1,2 \cdot 10^{12}$  Бк/год. Допустимый сброс  $^{137}\text{Cs}$  по промышленно-ливневой системе  $3 \cdot 10^{11}$  Бк/год. Принято, что технологический сброс условного объекта составляет  $10^{11}$  Бк/год и  $5 \cdot 10^{10}$  Бк/год по хозяйственно-фекальной и промышленно-ливневой системе. Стоимость сброса, рассчитанная по формуле (4), — 1350 и 20 300 дол./год соответственно.

Стоимость сброса служит основой для принятия решения о целесообразности дополнительной очистки сбросных вод. Один из вариантов сорбционной установки для доочистки сточных вод от радионуклидов стоит 15 тыс. дол. Эксплуатация установки обходится 1—1,5 тыс. дол. в год. Таким образом, для данного условного объекта сброс вод по хозяйственно-фекальной системе целесообразно оплачивать. Для промышленно-ливневой системы предпочтительно организовать дополнительную очистку, которая окупится менее чем за 1,5 года.

Следует отметить, что с точки зрения выполнения требований НРБ-99 сбросы  $1,2 \cdot 10^{12}$  Бк/год по хозяйственно-фекальной и  $5 \cdot 10^{10}$  Бк/год по промышленно-ливневой системе допустимы без дополнительной очистки.

Точно также используется оценка стоимости радиационного ущерба при решении вопроса о реабилитации загрязненных территорий. Реабилитация целесообразна, если стоимость радиационного ущерба превышает затраты на реабилитацию.

Целесообразность переселения людей с загрязненных территорий требует сопоставления стоимости радиационного ущерба с финансовыми затратами на переезд, а также риск проживания на загрязненной территории с риском, обусловленным переездом и расселением на новом месте. Вследствие ответственности решения о переселении в этом случае нельзя ограничиваться только анализом стоимости.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Легасов В.А., Демин В.Ф., Шевелев Я.В. Экономика безопасности ядерной энергетики. М.: Энергоатомиздат, 1984. 250 с.
2. Optimization of radiation protection. — In: Proc. of the Intern. Symp. Vienna. 10—14 March, 1986. Vienna: IAEA, 1986.
3. Демин В.Ф., Шмелев В.М. Цена риска в системе обеспечения радиационной безопасности. — В сб.: Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 11. М.: Энергоатомиздат, 1986.
4. Временная инструкция по определению нормативов платы за сбросы загрязняющих веществ в природную среду. М., 1986 (Минэнерго).
5. Демин В.Ф., Сидоренко В.А., Шевелев Я.В. Социально-экономические критерии и показатели безопасности ядерной энергетики. — В сб.: Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 13. М.: Энергоатомиздат, 1991, с. 19—30.

6. Балонов М.И., Бархударов Р.М., Голиков В.Я. и др. Разработка методических рекомендаций по оптимизации защитных и восстановительных мероприятий. Доклад Российской научной комиссии по радиационной защите, 1994.
7. Большаков В.Н., Корытин Н.С., Кряжмский Ф.В., Шипкарев В.М. Новый подход к оценке стоимости биотических компонентов экосистем. — Экология, 1998, № 5, с. 339—348.
8. Демин В.Ф., Кутьков В.А., Голиков В.А. и др. Анализ риска в принятии мер радиационной и социальной защиты населения. — Атомная энергия, 1999, т. 87, вып. 5, с. 384—395.
9. Демин В.Ф., Кутьков В.А., Голиков В.А., Дунаевский Л.В. Экономические показатели анализа риска. — Там же, вып. 6, с. 486—494.
10. Казачковский О.Д. Комментарий к статье. — Там же, 1998, т. 85, вып. 4, с. 330.
11. Ильин Л.А. Реалии и мифы Чернобыля. М., ALARA Limited, 1996. 474 с.
12. Чернобыль. Пять трудных лет. М.: ИздАт, 1992. 381 с.
13. Голиков В.Я., Демин В.Ф., Кеirim-Маркус И.Б. и др. Концепция прогнозирования радиационного риска и планирования помощи населению отдельных территорий Алтайского края, подвергшемуся облучению в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. — Вестник научной программы «Семипалатинский полигон/Алтай», 1995, № 3, с. 23—41.
14. Быков А.А., Мурзин Н.В. Проблемы анализа безопасности человека, общества и природы. СПб: Наука, 1997. 247 с.
15. Быков А.А., Ушмаева Т.М. Методы анализа влияния промышленных объектов на здоровье населения. М., 1994. 117 с. (ВЗПИ).
16. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). М., 1999 (Минздрав России).
17. Народное хозяйство СССР. М.: Финансы и статистика, 1991. 752 с.
18. Носов А.В., Иванов А.Б., Печуров А.В. и др. Нормирование безопасного радиоактивного загрязнения воды и донных отложений в водных объектах. — Атомная энергия, 1999, т. 86, вып. 5, с. 398—407.

Поступила в Редакцию 26.07.2000

УДК 614.73-07

## РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ ОБЪЕКТОВ ВНЕШНЕЙ СРЕДЫ ПО $\gamma$ -ИЗЛУЧЕНИЮ ПРОБ

*Прокофьев О.Н. (СПб НИИ радиационной гигиены)*

При рекультивационных работах на участках радиоактивного загрязнения, демонтаже реакторов АЭС, а также ликвидации последствий радиационной аварии необходимо выполнить большое число измерений объектов внешней среды в максимально короткие сроки. В таких ситуациях большие преимущества имеет метод измерения мощности экспозиционной дозы  $\gamma$ -излучения проб, который характеризуется максимальной простотой, минимальными затратами времени на измерение и получение результата, минимальной подготовкой персонала.

Для принятия решений по результатам радиационного контроля обычно необходима информация об удельной активности радионуклидов в объектах внешней среды, так как допустимые (контрольные) уровни приводятся в виде их удельной активности.

Для того чтобы дозиметрический прибор, предназначенный для измерения мощности экспозиционной дозы, можно было использовать для определения удельной активности радионуклидов в пробах объектов внешней среды (почвы, строительных материалов, растительности, пищевого сырья, продуктов и др.), нужно определить коэффициент перехода  $G$  от мощности экспозиционной дозы к удельной активности радионуклида в пробе. Этот коэффициент размерностью  $(\text{мкР} \cdot \text{ч}^{-1})/(\text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$  зависит от состава радионуклидов, присутствующих в пробе, и ее материала, геометрии измерения, эффективности детектора. Если коэффициент перехода определен, то суммарную удельную активность пробы можно оценить по соотношению

$$a = (P - P_{\text{ф}})/G, \quad (1)$$

где  $P$  — мощность экспозиционной дозы в используемой геометрии измерения пробы,  $\text{мкР}/\text{ч}$ ;  $P_{\text{ф}}$  — мощность экспозиционной дозы фона,  $\text{мкР}/\text{ч}$ .