

## Методология реконструкции дозы внутреннего облучения населения России вследствие Чернобыльской аварии

М.И. Балонов, Г.Я. Брук, И.А. Звонова, В.Н. Шутов, А.А. Братилова

ФГУН «Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева» Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург

*Изложен общий методический подход к реконструкции дозы внутреннего облучения радиоизотопами йода и цезия у жителей РФ, подвергшихся в 1986 г. воздействию радиоактивных выпадений вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. Проанализированы исходные данные с точки зрения приемлемости их для оценки дозы внутреннего облучения. Результаты измерений содержания  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе и  $^{134,137}\text{Cs}$  во всем теле являются приоритетными для оценки дозы. Измерения радиоактивности продуктов питания в совокупности с рационами питания жителей дают возможность оценить поступление радионуклидов в организм человека и дозу внутреннего облучения при отсутствии прямых измерений в теле человека. Третьим по значимости является метод оценки поступления радионуклидов в организм человека, рассчитанный по радиэкологическим моделям. Представленный общий подход реализован в методиках реконструкции дозы облучения щитовидной железы  $^{131}\text{I}$  и эффективной дозы облучения человека радиоизотопами цезия, которые представлены в статье более подробно.*

Ключевые слова: Чернобыль, население, внутреннее облучение, доза облучения, йод-131, цезий-137

### Введение

Основные радиоактивные выпадения на территории России произошли 28–30 апреля 1986 г. Радиоактивному загрязнению выше уровня 0,04 МБк/кв.м ( $\approx 1$  Ки/кв.км) по цезию-137 подверглось 57 тысяч кв. км территории России, что больше, чем на Украине или в Белорусии. В том числе выше уровня 0,2 МБк/кв.м ( $\approx 5$  Ки/кв.км) – 8 тыс. кв.км, из которых более 5 тыс. кв.км находятся в западных районах Брянской области, где проживало в 1986 г. около 300 тыс. человек. Наибольший уровень загрязнения почвы в с. Заборье составил 4,3 МБк/м<sup>2</sup> цезия-137. Наряду с Брянской областью, значительно загрязнению подверглись Тульская, Орловская и Калужская области, а также другие регионы страны [1, 2].

Население загрязненных территорий подверглось как внешнему, так и внутреннему облучению. Уровни накопленной за 1986–2005 гг. эффективной дозы внешнего и внутреннего облучения сравнимы по величине, а их соотношение существенно зависело от свойств почвы, которые влияют на формирование дозы внутреннего облучения жителей, и от примененных мер защиты населения [3–5]. Основным радионуклидом, ответственным за внутреннее облучение жителей в апреле-мае 1986 г., является  $^{131}\text{I}$ , а позднее –  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ . Вклад в дозу внутреннего облучения других радионуклидов был менее значителен.

В настоящей статье рассмотрена общая методология реконструкции средней дозы внутреннего облучения жителей населенных пунктов (НП) и представлены обоснования практических методик реконструкции дозы излучения  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе и эффективной дозы излучения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ . Методики основаны на результатах радиационного мониторинга, проводимого с 1986 г. по настоящее время в Брянской, Тульской, Орловской и Калужской областях силами Росгидромета и Минздрава России.

### Исходные данные

Мониторинг радиоактивного загрязнения окружающей среды и внутреннего облучения населения после Черно-

быльской аварии включал массовые измерения содержания радионуклидов  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134,137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в пищевых продуктах, питьевой воде и в организме жителей разного пола и возраста. Технически более сложные измерения концентрации радионуклидов в атмосферном воздухе выполнялись на ограниченном числе площадок.

Для разработки методики оценки доз внутреннего облучения были использованы результаты измерений содержания радионуклидов в пищевых продуктах, выполненных в 1986–2005 гг. персоналом центров Госсанэпиднадзора (Роспотребнадзора), а также в организме жителей указанных четырех областей России, выполненных сотрудниками Санкт-Петербургского (Ленинградского) НИИ радиационной гигиены (СПбНИИРГ) и Московского научно-исследовательского рентгено-радиологического института (МНИРПИ) в Брянской, Тульской и Орловской областях, а также сотрудниками Медицинского радиологического центра РАМН (МРНЦ) в Калужской области с участием и под методическим руководством авторов. Кроме того, сотрудники СПбНИИРГ в Брянской и Тульской областях и МРНЦ в Калужской области в 1987–1995 гг. проводили опросы жителей о потреблении молока и других продуктов местного производства, датах начала выпаса молочного скота в 1986 г. и о мерах защиты от внутреннего облучения в период аварии. Объем данных мониторинга, использованных для разработки методик и собственно для реконструкции дозы у жителей четырех наиболее загрязненных радионуклидами областей России, представлен в таблице 1.

Следует отметить, что мониторинг пищевых продуктов проводили по всей территории указанных областей, а индивидуальные измерения активности  $^{131}\text{I}$  в щитовидной железе и  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  во всем теле жителей – преимущественно в наиболее загрязненных районах. Наряду с данными табл. 1, авторы использовали для реконструкции дозы внутреннего излучения  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  данные о типах почвы в сельскохозяйственных угодьях хозяйств радиоактивно загрязненных областей.

Исходные данные для реконструкции дозы внутреннего облучения жителей наиболее загрязненных областей России

Область	<sup>131</sup> I в ЩЖ	<sup>131</sup> I в молоке	<sup>137</sup> Cs в почве	<sup>137</sup> Cs в продуктах питания	<sup>137</sup> Cs в организме жителей	Интервью жителей в 1986–1987 гг.
Брянск	12723	2100	2081	~310 000	~300 000	17 100
Тула	647	2157	2308	3 000	17 000	1 800
Орел	3835	872	1577	~20 000	10 000	---
Калуга	28228	834	578	18 000	28 000	6 000
Всего	45433	5 963	6 544	~350 000	~360 000	*25 000

**Общая методология**

Анализ зависимости содержания радионуклидов в пищевых продуктах и организме человека от времени, а также от уровня загрязнения и свойств почвы привел к следующей методологии реконструкции дозы внутреннего облучения. При наличии радиологических данных разных видов, которые могут быть использованы для реконструкции дозы, иерархия их применения строится в зависимости от уровня достоверности исходного материала и степени связи его с искомым результатом – дозой внутреннего облучения (рис.1).

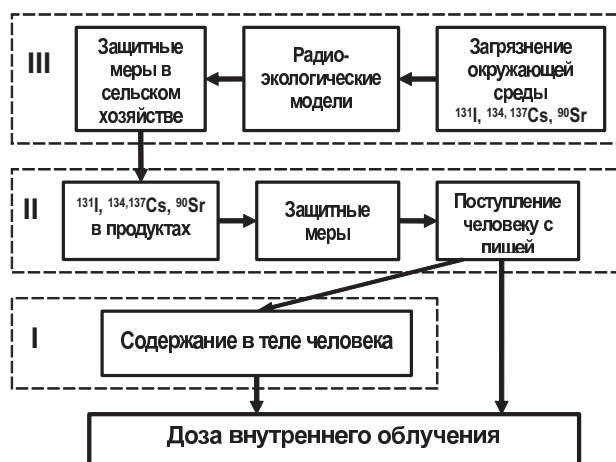


Рис.1. Общая схема приоритетов исходных данных и методов расчета дозы внутреннего облучения жителей загрязненных территорий РФ

Первым приоритетом для оценки дозы внутреннего облучения являются результаты измерений содержания радионуклидов в организме или его отдельных органах, так как содержание радионуклида в теле напрямую связано с дозой (см. рис. 1).

Во вторую очередь – приоритет II, учитываются результаты радиометрических анализов местных пищевых продуктов в сочетании с данными о рационах питания жителей и сведений о проведенных мероприятиях по радиационной защите населения. Обширный опыт проведения дозовых оценок по модели поступления активности с продуктами питания показал, что полученная та-

ким образом оценка дозы превышает величину дозы по прямым измерениям человека в несколько раз [6]. Коррекция систематических неточностей модели оценки дозы по поступлению радионуклидов путем введения в расчет поправочного коэффициента F, который обсуждается ниже.

Лишь в третью очередь, при отсутствии измерений первого и второго типа, учитываются результаты радиоэкологического моделирования в сочетании с аналогичным поправочным коэффициентом – приоритет III. На рис. 1 видно, что оценки дозы второго и третьего типа вводят в процедуру расчета новые звенья данных и предположений, которые вносят дополнительную неопределенность в конечный результат расчета, увеличивая погрешность оценки дозы.

В общем случае ожидаемую поглощенную дозу  ${}^{\Theta}D_T(t_j, t_{j+1})$  в органе или ткани T, лица в возрасте  $\Theta$  вследствие поступления в организм радионуклида r за период времени от  $t_j$  до  $t_{j+1}$  вычисляют по формуле:

$${}^{\Theta}D_T(t_j, t_{j+1}) = {}^{\Theta}I(t_j, t_{j+1}) \cdot {}^{\Theta}d_T \quad (1)$$

где:  ${}^{\Theta}I(t_j, t_{j+1})$  – поступление в организм радионуклида r за период времени от  $t_j$  до  $t_{j+1}$ ;  ${}^{\Theta}d_T$  – дозовый коэффициент [7]; индекс радионуклида r опущен.

В свою очередь поступление за период  $(t_j, t_{j+1})$  вычисляют как интеграл по времени от функции (скорости) поступления  $i(t)$ :

$${}^{\Theta}I(t_j, t_{j+1}) = \int_{t_j}^{t_{j+1}} i(\tau) d\tau \quad (2)$$

При наличии данных измерений содержания  ${}^{\Theta}Q_T(t)$  радионуклида r в органе или ткани T лица в возрасте  $\Theta$  в момент времени  $t_i$  параметры функции поступления определяют решением уравнения (3). Для этого форму функции поступления и соотношение ее параметров обычно задают с помощью радиоэкологических моделей и записывают накопленную в организме активность как интеграл-свертку от функции поступления – удержания радионуклида в организме.

$${}^{\Theta}Q_T(t_i) = \int_0^{t_i} i(\tau) \cdot {}^{\Theta}R_T(t_i - \tau) d\tau, \quad (3)$$

где:  ${}^{\Theta}R_T(t)$  – функция удержания радионуклида r в органе или ткани T лица в возрасте  $\Theta$  [7].

При отсутствии данных измерений содержания радионуклида в теле и наличии данных измерений его концентрации в

пищевых продуктах и питьевой воде оценивают скорость поступления радионуклида с продуктами и питьевой водой:

$${}^{\theta}i(t) = {}^{\theta}F(\sigma_{137}, t) \cdot \sum_{l=1}^m C_l(t) \cdot {}^{\theta}V_l, \quad (4)$$

где:  $l$  – индекс пищевого продукта, питьевой воды или группы пищевых продуктов;

$C_l(t)$  – средняя концентрация радионуклида  $g$  в пищевых продуктах  $l$ -й группы;

${}^{\theta}V_l$  – оценка среднего суточного потребления пищевых продуктов  $l$ -й группы или питьевой воды лицами возраста без учета мер защиты;

${}^{\theta}F(\sigma_{137}, t)$  – поправочный коэффициент, учитывающий кулинарные потери радионуклида, неточность оценки рациона и меры защиты лиц возраста  $\theta$ , зависящие от плотности загрязнения почвы  $\sigma_{137}$  цезием-137.

Если отсутствуют измерения радиоактивности в пищевых продуктах и в сырье для их получения, концентрацию радионуклидов в продукте,  $C_l(t)$ , рассчитывают по экологическим моделям с учетом коэффициентов перехода из почвы в растения.

### Реконструкция дозы в щитовидной железе

После однократного аэрогенного загрязнения местности  ${}^{131}I$ , как это произошло после Чернобыльской аварии в начале вегетационного периода в 1986 г., концентрация его в траве и листовых овощах убывала по экспоненте с эффективным периодом 4–5 сут. Соответственно, концентрация  ${}^{131}I$  в молоке выпасаемых коров изменялась по двухэкспоненциальному закону:

$$C_m(t) = C_m(0) \cdot (\exp(-\ln 2 \cdot t / T_2) - \exp(-\ln 2 \cdot t / T_1)), \quad (5)$$

где:  $T_1 = 1-1,5$  сут. – эффективный период выведения йода-131 из организма коровы с молоком [8];

$T_2 = 4,2$  сут. – эффективный период, обусловленный очисткой пастбищной растительности от йода-131.

На рис. 2 показано, как изменялась концентрация  ${}^{131}I$  в молоке выпасаемых коров из Тульской области, измеренная с помощью гамма-спектрометра. Близкие значения периода  $T_2$  в диапазоне 3,8–4,5 сут. получены при анализе данных, независимо собранных в 1986 г. в Брянской, Орловской и Калужской областях [9]. Период роста активности в молоке на рис. 2 не выявлен из-за позднего начала контроля молока в Тульской области спектрометрическим методом.

Если все результаты измерений концентрации  ${}^{131}I$  в пробах молока привести к единой дате согласно графику на рис. 2, выявляется зависимость средних величин концентрации  ${}^{131}I$  в молоке от плотности загрязнения почвы  $\sigma_{137}$ . График таких данных, приведенных к условной дате 8 мая 1986 г. и относящихся к Тульской области (рис. 3), имеет линейную форму при  $\sigma_{137}$  выше 30 кБк/м<sup>2</sup>. Однако при меньшем уровне загрязнения почвы концентрация йода-131 убывает нелинейно и сохраняется высокой почти до глобального уровня загрязнения почвы цезием-137, равного в рассматриваемом регионе около 2,5 кБк/м<sup>2</sup>. Этот факт, по-видимому, обусловлен сухим осаждением малых уровней радионуклидов. Сухие выпадения характеризуются высоким удержанием радионуклидов травяной растительностью и соответствен-

но высоким переходом в молоко, что вполне объясняет непропорционально высокие дозы излучения-131 в щитовидной железе жителей районов с низким уровнем радиоактивного загрязнения почвы. Подчеркнем, что зависимости, аналогичные представленным на рис. 2 и 3, получены также при анализе данных, независимо собранных в 1986 г. в Брянской, Орловской и Калужской областях.

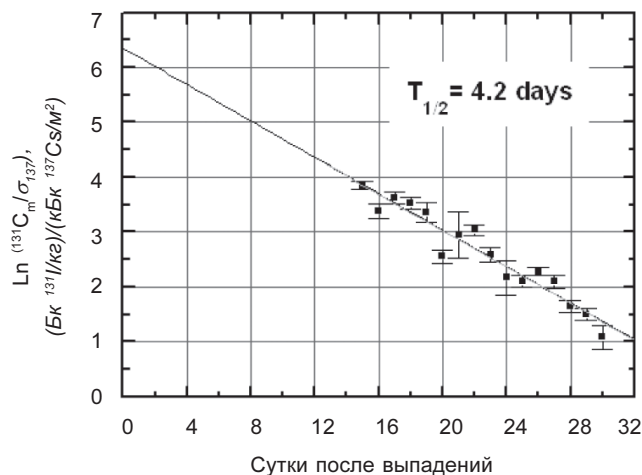


Рис. 2. Динамика изменения концентрации  ${}^{131}I$  в пробах молока из Тульской области

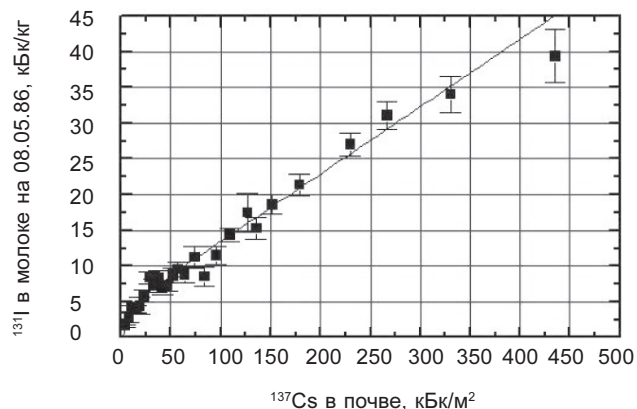


Рис. 3. Зависимость референтной концентрации  ${}^{131}I$  в молоке от загрязнения почвы  ${}^{137}Cs$ , Тульская область

Анализ показал, что йод-131 поступал в организм жителей загрязненной территории преимущественно с молоком и в меньшей степени с листовыми овощами [10]. Соответствующая схематическая модель поступления (рис. 4), предназначенная для реконструкции дозы с помощью уравнения (3), учитывает ингаляцию в первый день радиоактивного загрязнения местности, поступление с молоком после начала выпаса в день  $t_2$  согласно (5) и с другими загрязненными продуктами, а также меры защиты в виде прекращения потребления или уменьше-

ния потребления загрязненного молока в день  $t_3$ , как это было в Брянской области. Соотношения между компонентами модели на рис. 4 учитывают особенности возрастной физиологии питания, дыхания и обмена иода в организме [7]. Для каждого из 45 тысяч жителей РФ, у кого в 1986 г. было измерено содержание иода-131 в щитовидной железе, решением уравнения (3) получили оценки ключевого параметра  $e^{i_0}$ , а также поступления  $e^i$  согласно уравнению (2) и индивидуальной дозы  $e^{D_{th}}$  согласно уравнению (1).

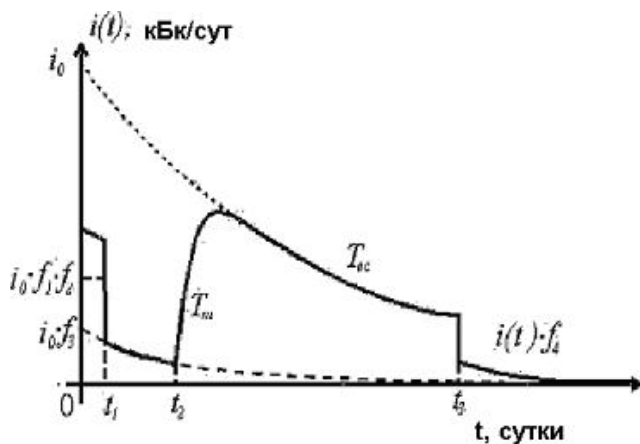


Рис. 4. Модель поступления  $^{131}\text{I}$  в организм человека после радиоактивных выпадений, вызванных аварией на ЧАЭС

Поскольку основным поставщиком радиойода в организм являлось загрязненное молоко, была испытана и показана возможность корректной оценки дозы в щитовидной железе лиц, у которых не проводили измерений  $^{131}\text{I}$  в 1986 г. по статистической зависимости дозы от концентрации  $^{131}\text{I}$  в молоке. Эта зависимость имеет линейную форму с малым свободным членом применительно к средним значениям обеих величин, определенным в отдельных селах трех изученных областей России при стандартных условиях поступления радиойода в организм – рис. 5. При этом доза стандартизована в отношении важных параметров, влияющих на ее значение: возраста измеренного лица, даты начала выпаса молочного скота, даты и эффективности применения защитных мер. Процедура стандартизации состоит в коррекции дозы, вычисленной для реальных условий, с помощью модели поступления на рис. 4 к следующим стандартным условиям: доза у ребенка 3 лет, молочный скот находился на выпасе до начала Чернобыльских выпадений в рассматриваемой местности, а меры защиты не применялись [9]. Для стандартизации данные о средней концентрации  $^{131}\text{I}$  в пробах молока приведены к одной условной дате (8 мая 1986 г. или 10 дней после начала выпадений на территории России) по зависимости, показанной на рис. 3. При таком подходе нет необходимости в тщательном изучении рационов и поправочных коэффициентов, т.к. стандартная доза непосредственно определяется из уравнения регрессии на рис. 5.

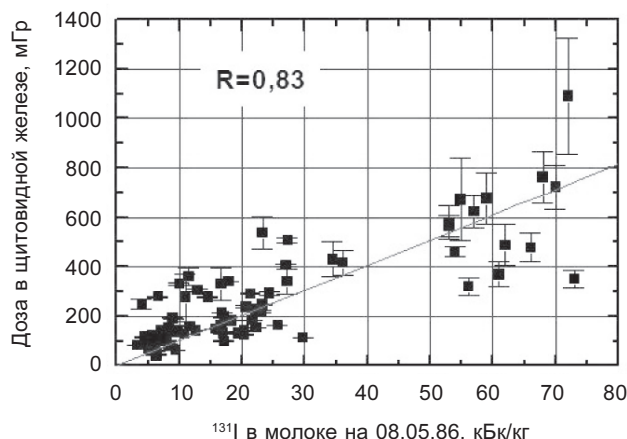


Рис. 5. Зависимость стандартизированной дозы в щитовидной железе для сельских жителей от концентрации  $^{131}\text{I}$  в молоке на 08.05.1986 (по данным из Брянской, Тульской и Калужской областей)

После Чернобыльской аварии построены также схемы реконструкции средней дозы в щитовидной железе жителей населенного пункта на основе корреляции между дозой и уровнем загрязнения местности цезием-137 [9–13]. Установлено, что средняя доза в щитовидной железе жителей населенного пункта, как и концентрация  $^{131}\text{I}$  в молоке, связана с  $\sigma_{137}$  линейным образом в области относительно высоких загрязнений и имеет нелинейную форму при низких загрязнениях. Предположительно это объясняется разным характером выпадений: низкие уровни образованы преимущественно сухими выпадениями, высокие – выпадением осадков во время прохождения радиоактивного облака. Кроме того, следует иметь в виду, что соотношение радионуклидов в выбросах из разрушенного реактора изменялось в течение 10 дней выбросов, поэтому такой подход требует коррекции для территории, где поводится реконструкция дозы. Неопределенность метеоусловий выпадений увеличивает погрешность результата реконструкции дозы по данным о загрязнении почвы  $^{137}\text{Cs}$  по сравнению с методиками, основанными как на измерениях жителей, так и проб молока.

### Реконструкция дозы во всем теле

После загрязнения местности долгоживущими радионуклидами цезия и стронция из состава чернобыльского выброса концентрация их в траве и листовых овощах убывала по экспоненте с эффективным периодом 10–15 сут. [14]. Соответственно, концентрация этих радионуклидов в молоке выпасаемых коров в течение мая-июня 1986 г. изменялась согласно уравнению (5), причем эффективный период  $T_1$  составлял 1,5–2,0 суток, а  $T_2$  – 10–15 сут., как в кормовых травах [14]. В июле-августе 1986 г. этот процесс существенно замедлился, а с осени 1986 г. и позднее в течение 4–6 лет содержание радионуклидов цезия в растительных и животных продуктах убывало с периодом 1–2 года, характерным для миграции радионуклидов в системе "почва – растение" [14, 15].

Коэффициент перехода радионуклидов цезия из почвы в растения и далее по пищевой цепи, КП ( $\text{КП}_{137}(t)$ ) =

$C_{137}(t)/\sigma_{137}$ , м<sup>2</sup>/кг) варьирует в пределах двух порядков величины и определяется свойствами почвы. Период дальнейшего снижения концентрации <sup>137</sup>Cs в сельскохозяйственных продуктах после 1990–1992 г. увеличился до 10 лет [16]. В связи с длительным удержанием радионуклидов цезия в лесной подстилке, содержание их во многих природных пищевых продуктах (дичь, грибы, ягоды) убывала еще медленнее, со скоростью, близкой к скорости радиоактивного распада [16]. В группах населения, потребляющих природные продукты, их вклад в поступление по уравнению (4) значительно возрос в отдаленные сроки после аварии и в настоящее время превалирует над всеми другими путями поступления радионуклидов в организм человека [17].

Первые массовые измерения содержания радионуклидов цезия (<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs) в организме жителей загрязненных регионов России с помощью транспортальных счетчиков излучения человека (СИЧ) были проведены в августе-октябре 1986 г. через 100–200 сут. после выпадения. Для реконструкции дозы по схеме (1)–(3), основанной на данных этих СИЧ-измерений, была использована упрощенная форма функции поступления, учитывающая изложенные закономерности. Динамику поступления в ранний период моделировали функцией вида (5) с  $T_1$ , равным 2 сут., и  $T_2$ , равным 15 сут. В течение 1986–1992 г. переход <sup>137</sup>Cs из почвы по пищевой цепи с растительными и животными продуктами моделировали экспонентой с периодом  $T_3$ , равным 400 сут. (для <sup>134</sup>Cs – 260 сут. с учетом радиоактивного распада). Начиная с 1993 г. – постоянной величиной [14–16]. Соотношение амплитуд экспонент, зависящее от условий выпадений и от вида почвы, получено из данных мониторинга после Чернобыльской аварии [14–15].

Соотношение радионуклидов <sup>134</sup>Cs и <sup>137</sup>Cs в выпадениях составляло 0,54. В соответствии со скоростью радиоактивного распада <sup>134</sup>Cs (2,06 г.) их среднее отношение в организме человека и в продуктах питания изменялось от 0,50 в 1986 г. до примерно 0,03 в 1994 г. Начиная с 1995 г., <sup>134</sup>Cs практически не влиял на формирование дозы внутреннего облучения человека и мониторинг его не проводился.

Использование указанного способа целесообразно при быстро меняющейся скорости поступления  $i(t)$ , что характерно для раннего периода после радиоактивного загрязнения местности. В отдаленный период, когда концентрация долгоживущих радионуклидов в продуктах медленно меняется со временем, процесс поступления может быть рассмотрен как квазиравновесный:  $i(t) \equiv i$ . Тогда поступление радионуклида в организм за период ( $t_j, t_{j+1}$ ) оценивают по упрощенной формуле:

$$I_{(t_j, t_{j+1})} = i \cdot (t_{j+1} - t_j) \quad (6)$$

При отсутствии данных СИЧ-измерений в 1986 г., а также, если интервал времени между последовательными СИЧ-измерениями после 1986 г. превышает 1,5 года, дозу внутреннего облучения жителей в соответствующие периоды определяли по расчетному поступлению радионуклидов с пищей согласно уравнению (4). При этом среднюю концентрацию <sup>137</sup>Cs и <sup>134</sup>Cs в основных пищевых продуктах оценивали по данным регулярных изме-

рений либо с помощью собственных радиоэкологических моделей [14].

Региональные центры санитарного надзора измеряли активность <sup>137</sup>Cs и <sup>134</sup>Cs в пищевых продуктах, среди которых наибольшее внимание уделялось пробам молока и мяса, а также картофеля и овощей местного производства. Их средние величины и использованы для реконструкции дозы излучения <sup>137</sup>Cs и <sup>134</sup>Cs во всем теле жителей. Согласно опыту радиационного мониторинга после Чернобыльской аварии за период 1986–1995 г., среднее поступление радионуклидов цезия в организм взрослых жителей с традиционным для средней полосы России рационом питания может быть с приемлемой точностью смоделировано потреблением двух пищевых компонентов – молока и картофеля местного производства – табл. 2. Начиная с 1996 г., в расчет дозы внутреннего облучения введены продукты природного происхождения (дикорастущие грибы и ягоды), которые вносят всё больший вклад в формирование дозы внутреннего облучения через 10–15 лет после аварии [16, 17]. Поступление с молоком, указанное в табл. 2, эквивалентно поступлению радионуклидов со всеми животными продуктами местного сельскохозяйственного производства, с картофелем – поступлению со всеми растительными продуктами, а с грибами – поступлению со всеми продуктами природного происхождения. Согласно данным опроса населения Брянской области, потребление животных и растительных пищевых продуктов различается в населенных пунктах разных типов [6].

Таблица 2

**Эквивалент годового потребления животных  $V_m$ , растительных  $V_k$  и природных  $V_{пр}$  пищевых продуктов взрослыми жителями средней полосы России, кг/год**

Продукт	$V_{м,к,пр}$ , кг/год		
	Село	ПГТ	Город
Молоко	370	300	220
Картофель	370	300	220
Грибы	7	5	4

При отсутствии или недостаточности данных об удельной активности <sup>137</sup>Cs и <sup>134</sup>Cs в молоке и картофеле, произведенных в населенном пункте или хозяйстве, для их расчетной оценки применяли коэффициенты перехода из почвы  $KП_{137}$ . Для оценки  $KП_{137}$  использовали следующие закономерности:

– в мае-июне 1986 г. – зависимость  $KП_{137}(\sigma_{137}, t)$  из почвы в молоко от метеорологических условий выпадений, а в конечном счете от  $\sigma_{137}$ , и от времени аналогична выражению (5) для молока (см. рис. 5):

$$KП_{137}(\sigma_{137}, t) = KП_{137}(\sigma_{137}, 0) \cdot [\exp(-\ln 2 \cdot t / T_2) - \exp(-\ln 2 \cdot t / T_1)]; \quad (7)$$

где  $KП_{137}(0)$  – начальный (при  $t=0$ ) коэффициент перехо-

да  $^{137}\text{Cs}$  в молоко коровы после поверхностного загрязнения почвы и растительности,  $\text{м}^2/\text{кг}(\text{л})$ ;

– с июля 1986 г. – сведения о типах почв, доминирующих на территории населенного пункта, и значения коэффициентов перехода радионуклидов в 1987 и 1993–1995 гг., характерные для этих типов почв – табл. 3.

Таблица 3

**Коэффициенты перехода  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$  из почвы в молоко, КП<sub>м</sub>, и картофель, КП<sub>к</sub>, в 1987 и в 1992–1998 гг. в зависимости от типа почвы в сельскохозяйственных угодьях,  $10^{-3} \text{ м}^2/\text{л}(\text{кг})$**

Тип почвы	Молоко		Картофель	
	1987	1992–2001	1987	1992–2001
Черноземы	0,1	0,01	0,02	0,004
Серые лесные, каштановые, луговые	0,5	0,03	0,025	0,005
Дерново-подзолистые:				
тяжелосуглинистые	0,5	0,03	0,025	0,005
среднесуглинистые	1,0	0,04	0,035	0,007
легкосуглинистые	2,0	0,05	0,05	0,01
супесчаные	3,5	0,1	0,1	0,02
песчаные	7,0	0,2	0,2	0,04
Дерновые глеевые		0,1		0,02
Пойменные дерновые:				
легкосуглинистые		0,08		0,02
супесчаные		0,15		0,03
песчаные		0,3		0,06
Торфяные		1,0		0,06

Значения коэффициентов перехода в 1988–2001 гг. оценивали по формулам:

$$\text{КП}_m(t) = \text{КП}(1987) \exp(-\ln 2 (t-1987)/T_3); (t < 1992; T_3 = 1.1 \text{ года});$$

$$\text{КП}_m(t) = \text{КП}(1992); (1993 \leq t \leq 2001). \quad (8)$$

При наличии данных, позволяющих оценить поступление радионуклидов в организм согласно (1), (2) и (4), с одной стороны, и результатов измерения содержания радионуклидов в теле человека *in vivo* или *post mortem*, с другой, обычно сравнивают оценки доз внутреннего облучения, полученные двумя способами. Поскольку содержание радионуклидов в теле и его органах наиболее тесно связано с дозой внутреннего облучения, эти данные используют для верификации модели поступления. Многочисленные сравнения этих величин, как правило, свидетельствуют о переоценке дозы по поступлению с пищей вплоть до десятикратной по сравнению с дозой, рассчитанной по результатам СИЧ-измерений согласно (1), (2) и (3). Причиной значительной переоценки является обычный консерватизм в оценке всех основных компонентов формул (1) и (4) –  ${}^eV_p$ ,  ${}^eC_p$ ,  ${}^e d$ , – свойственный дозовым оценкам в сфере радиационной защиты. При расчете дозы консервативные оценки параметров перемножаются и дают очень консервативную оценку произведения – дозы.

Для коррекции расчета дозы по формулам (1)–(4) можно уточнять исходные данные о кулинарных потерях, о рационе и мерах защиты и вносить соответствующие частные поправочные коэффициенты. Однако при наличии данных для верификации модели соответствующую коррекцию можно ввести с помощью эмпирического общего поправочного коэффициента  ${}^eF(\sigma_{137}, t)$ , равного отношению дозы, определенной по содержанию радионуклидов в организме по формулам (1), (2) и (3), к дозе, оцененной по поступлению с пищей по формулам (1), (2) и (4). Этот поправочный коэффициент, интегрально учитывающий все основные погрешности модели поступления с пищей, зависит от ряда природных и социальных факторов. В частности, значения коэффициента  ${}^eF(\sigma_{137}, t)$ , полученные из данных СИЧ-измерений и мониторинга местных продуктов при реконструкции дозы у населения Брянской области после Чернобыльской аварии, закономерно изменяются со временем после аварии и зависят от плотности радиоактивного загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  и связанных с ней контрмер – рис. 6.

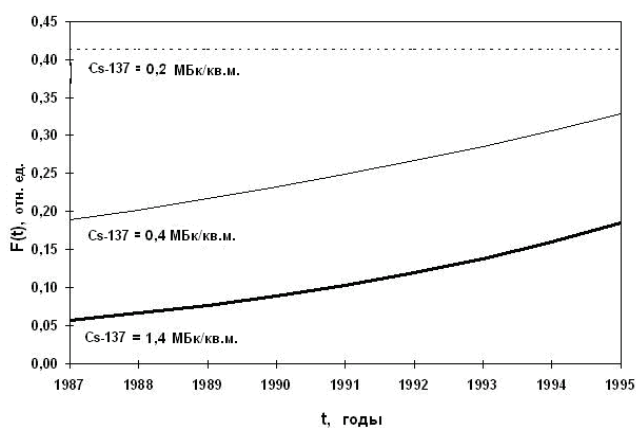
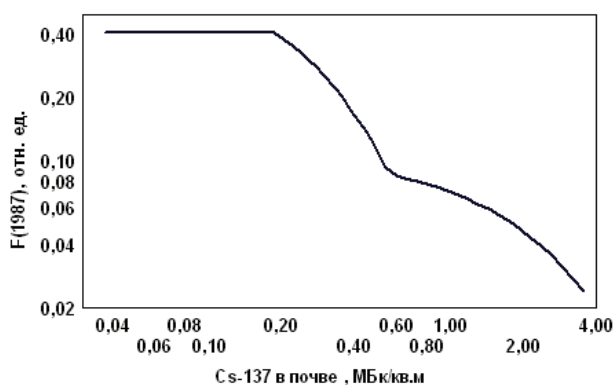


Рис. 6. Зависимость поправочного коэффициента  ${}^eF(\sigma_{137}, t)$  в 1987 г. от плотности загрязнения почвы  $^{137}\text{Cs}$  (верхний график) и в зависимости от времени после аварии для разных уровней загрязнения: 1 –  $< 0,2 \text{ МБк}/\text{м}^2$ ; 2 –  $0,2\text{--}0,6 \text{ МБк}/\text{м}^2$ ; 3 –  $> 0,6 \text{ МБк}/\text{м}^2$

Коррекцию с помощью общего поправочного коэффициента  ${}^eF(\sigma_{137}, t)$  целесообразно применять при реконструкции дозы как по результатам мониторинга пищевых продуктов, так и на основе описанных радиозокологических моделей. Тогда результаты этих видов реконструкции верифицированы данными СИЧ-измерений и дают сопоставимые результаты.

### Выводы

Изложенная методология была детально разработана в методических указаниях "Реконструкция дозы излучения радиоизотопов йода в щитовидной железе жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году" [18] и "Реконструкция средней накопленной в 1986–1995 гг. эффективной дозы облучения жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году" [19] с дополнениями 1 (2002 г.) и 2 (2005 г.). На их основе были рассчитаны накопленные дозы излучения инкорпорированных  ${}^{131}\text{I}$ ,  ${}^{137}\text{Cs}$  и  ${}^{134}\text{Cs}$  у жителей населенных пунктов десяти административных единиц Российской Федерации, которые отнесены к зонам радиоактивного загрязнения по постановлению правительства Российской Федерации № 1582 от 18 декабря 1997 года "Об утверждении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС".

Полученные результаты подтверждают значительный вклад внутреннего облучения в эффективную дозу облучения населения зоны Чернобыльской аварии. Накопленные дозы внутреннего и внешнего облучения жителей используются для обоснования медицинской помощи, дозиметрического обеспечения эпидемиологических исследований и оценок риска радиогенной заболеваемости населения.

### Список использованной литературы

- Вакуловский, С.М. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины после аварии на ЧАЭС. [Карты] / С.М. Вакуловский, Ю.А. Израэль, Е.В. Имшенник, Е.В. Квасникова, Р.С. Контарович, И.М. Назаров, М.И. Никифоров, Е.Д. Стукин, Ш.Д. Фридман; науч. рук. Ю.А. Израэль. – М.: ИГКЭ Росгидромета, Роскартография, 1998.
- База данных загрязнения территорий населенных пунктов Российской Федерации  ${}^{137}\text{Cs}$  на 01.01.2006 [Электронный вариант] / Росгидромет.
- Балонов, М.И. Облучение населения Российской Федерации вследствие аварии на Чернобыльской АЭС [Текст] / М.И. Балонов, Г.Я. Брук, В.Ю. Голиков [и др.]. // Радиация и Риск. – 1996. – Вып.7. – С. 39-71.
- Средние эффективные накопленные дозы внешнего и внутреннего облучения всего тела жителей населенных пунктов Брянской, Калужской, Орловской, Тульской, Рязанской и Липецкой областей РФ за первый год после аварии на Чернобыльской АЭС и за период с 1986 до конца 1995 г. [Текст] // Радиация и Риск. – 1999. – Спец. вып. – 125 с.
- Брук, Г.Я. Средние накопленные за 1986-2005 гг. эффективные дозы облучения жителей населенных пунктов Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей Российской Федерации, отнесенных к зонам радиоактивного загрязнения по постановлению правительства Российской Федерации № 1582 от 18 декабря 1997 года «Об утверждении перечня населенных пунктов, находящихся в границах зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» [Текст] / Г.Я. Брук, М.И. Балонов, В.Ю. Голиков [и др.]. // Радиация и Риск. – 2007. – Т.16, № 1.
- Balnov, M. Importance of diet and protective actions on internal dose from Cs radionuclides in inhabitants of the Chernobyl region [Текст] / M. Balnov, I. Travnikova // The Chernobyl Papers, V.1. – Ed. by S.E. Merwin and M.I. Balnov. - Richland: Research Enterprises, 1993. – P.127-166.
- Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides [Текст] : Recommendations of the ICRP. ICRP Publication 56. // Annals of the ICRP. – 1989. – 20, (2).- Part 1.- Oxford: Pergamon Press.
- Корнеев, Н.А. Радиозокология сельскохозяйственных животных [Текст] / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин. – М.: Энергоатомиздат, 1987.
- Звонова, И.А. Дозы облучения щитовидной железы у населения России вследствие выпадений радиоактивного йода после аварии на Чернобыльской АЭС [Текст] / И.А. Звонова, М.И. Балонов, А.А. Братилова [и др.] // Атомная энергия. – 2004. – Т. 96, Вып.4. – С. 310-316.
- Zvonova, I.A. Thyroid Dose Reconstruction for Population of Russia Suffered after the Chernobyl Accident [Текст] / I.A. Zvonova, M.I. Balnov, A.A. Bratilova. // Radiatin Protection Dosimetry, 79. – 1998. – No.1-4. – P. 175-178.
- Zvonova, I.A. Radioiodine osimetry and Prediction of Consequences of Thyroid Exposure of the Russian Population Following the Chernobyl Accident [Текст] / I.A. Zvonova, M.I. Balnov. // The Chernobyl Papers, V. 1. – Ed. by S.E. Merwin, M.I. Balnov. – USA, Richland, W.: Research Interprises, 1993. – P. 71-126.
- Gavrilin, Yu. Chernobyl accident: Reconstruction of Thyroid Dose for Inhabitants of the Republic of Belarus [Текст] / Yu. Gavrilin, V. Khrush, S. Shinkarev [et al.] // Health Phys. – 1999. – 78 (2). – P. 105-119.
- Likhtarev, I.A. Thyroid dose assessments for the Chernigov Region (Ukraine): Estimations based on  ${}^{131}\text{I}$  Thyroid Measurements and Extrapolation of the Results to Districts without Monitoring. Radiation Environ [Текст] / I.A. Likhtarev, G.M. Goulko, B.G. Sobolev [et al.] // Byophys. – 1994. – 33. – P. 149-166.
- Shutov, V. Cesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation doses to the population [Текст] / V. Shutov, G. Bruk, M. Balnov [et al.] // Chernobyl Papers, V. 1. – Ed. by S.E. Merwin, M.I. Balnov. – Richland: Research Enterprises, 1993. – P. 167-220.
- Bruk, G. Dynamics of  ${}^{137}\text{Cs}$  content in agricultural food products produced in regions of Russia contaminated after the Chernobyl accident [Текст] / G. Bruk, V. Shutov, M. Balnov [et al.]. – Radiation Protection Dosimetry. – 1998. – V. 76, № 3. – P. 169-178.
- Shutov, V.N. Appropriatenesses of the reduction of caesium-137 and strontium-90 transfer factors from soil in agricultural and natural foodstuffs after radioactive fallout [Текст] / V. Shutov, G. Bruk, I. Travnikova [et al.] // International conference on radioactivity in the environment (1–5 September 2002): book of extended abstracts. – Monaco: edited by Strand P., Borretzen P., Jolle T., 2002. – P. 460.
- Кадука, М.В. Роль грибов в формировании дозы внутреннего облучения населения после аварии на ЧАЭС. Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий [Текст] / М.В. Кадука, В.Н. Шутов, Г.Я. Брук [и др.] // Междунар. конф. (5-6 декабря 2005 года, Москва): труды. – СПб: Гидрометеоздат, 2006. – Т.3. – С. 230-239.
- Реконструкция дозы излучения радиоизотопов йода в щитовидной железе жителей населенных пунктов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986

году [Текст]: Методические указания (МУ 2.6.1.1000-00). – М.: Минздрав России, 2001. / Оценка доз облучения населения Российской Федерации вследствие аварии на Чернобыльской АЭС: Сб. офиц. метод. документов. – СПб., 2006. – 180 с.

19. Реконструкция средней накопленной в 1986-1995 гг. эффективной дозы облучения жителей населенных пунк-

тов Российской Федерации, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году [Текст] // Методические указания (МУ 2.6.1.579 – 96). – М.: Минздрав России, 1996. / Оценка доз облучения населения Российской Федерации вследствие аварии на Чернобыльской АЭС: Сб. офиц. метод. документов – СПб., 2006. – 180 с.

---

**M.I. Balonov, G.Ya. Bruk, I.A. Zvonova, V.N. Shutov, A.A. Bratilova**

**Methodology of internal dose reconstruction for the Russian population after the Chernobyl accident**

Federal Scientific Organization «Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev»  
of Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-being, Saint-Petersburg

*Abstract. The paper presents methodology of the internal dose reconstruction from I-131 and caesium radionuclides received by population of Russia after the Chernobyl accident. The direct measurements of radionuclides content in a human body were the most relevant data for internal dose reconstruction. Assessment of radionuclides intake with food products was considered as the second priority and application of radioecological models as the third priority when measurement data were absent.*

*Key words: Chernobyl, population, internal exposure, exposure dose, iodine-131, caesium-137.*

Поступила 3.06.08.