

Сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной ^{137}Cs

В.П. Рамзаев, В.Ю. Голиков

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

В 2010 г. было проведено исследование, целью которого являлось сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы гамма-излучения в воздухе от радионуклида ^{137}Cs , залегающего в почве. Измерения мощности кермы в воздухе, \dot{K} , и отбор проб почвы были выполнены на 30 референтных участках, находящихся в юго-западных районах Брянской области России. Эти участки почвы были сильно загрязнены в результате Чернобыльской аварии. Запас ^{137}Cs в верхних 20 см почвы на этих участках колебался от 260 кБк/м² до 2800 кБк/м². Исследовано вертикальное распределение активности ^{137}Cs в почве, которое было использовано для расчета мощности кермы в воздухе, \dot{K} , с применением двух независимых методов, предложенных Saito and Jacob [Radiat. Prot. Dosimetry, 1995, Vol. 58, P. 29–45] и Golikov et al. [Contaminated Forests— Recent Developments in Risk Identification and Future Perspective. Kluwer Academic Publishers, 1999. — P. 333–341]. В среднем расхождение между результатами расчетов двумя методами составило 3% (коэффициент корреляции Спирмена=0,952; $P<0,01$). Для больших открытых площадок ($n=19$) обнаружено хорошее согласие между результатами расчетов и результатами измерений мощности кермы в воздухе (коэффициент корреляции Спирмена=0,935; $P<0,01$). Измеренная мощность кермы в воздухе оказалась в среднем на 6% меньше, чем рассчитанная. Обе расчетные модели могут быть использованы в практических радиозоологических и радиационно-гигиенических работах для оценки мощности кермы гамма-излучения в воздухе от ^{137}Cs , залегающего в почве.

Ключевые слова: ^{137}Cs , почва, воздух, гамма, доза, мощность.

Введение

В результате Чернобыльской аварии обширные территории Российской Федерации оказались загрязненными техногенными радионуклидами, среди которых в средне- и долгосрочной перспективе главную роль играли гамма-излучающие цезий-137 (+Ba-137m) (период полураспада 30,05 года) и цезий-134 (период полураспада 2,06 года) [1, 2, 3]. Изначально (27 апреля 1986 г.) соотношение активностей радионуклидов $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ в выпадениях было равно 0,54–0,55 [2, 4]. В настоящее время из-за распада ^{134}Cs долгоживущий ^{137}Cs является практически единственным радионуклидом, определяющим техногенную составляющую мощности дозы гамма-излучения в воздухе (МД) на загрязненных территориях. Надежное определение вклада техногенного компонента в суммарную МД является основой для корректной оценки аварийной составляющей дозы внешнего облучения людей, проживающих в этой местности.

Для оценки техногенного компонента МД используются следующие подходы.

В наиболее распространенном случае из общей величины МД, измеренной с помощью гамма-дозиметра, вычитается усредненное «фоновое» значение, определяемое вкладами в показание прибора космического излучения, терригенного излучения радионуклида ^{40}K и ра-

дионуклидов семейств ^{232}Th и ^{238}U , а также собственным фоном дозиметра [4, 5]. Этот подход вполне приемлем в тех ситуациях, когда общая МД многократно превышает фоновое значение, а обследуемая территория (например, ареал населенного пункта) не имеет радиационных аномалий природного происхождения. Необходимо отметить, что наиболее значимой переменной величиной является терригенная составляющая. Собственный фон прибора и его отклик на космическое излучение изменяются мало, и их суммарный вклад в показания прибора можно определить до проведения основных измерений, например, над большим водным объектом [4, 6, 7, 8].

Второй подход предполагает локальную оценку терригенной составляющей путем определения содержания ^{40}K и радионуклидов семейств ^{232}Th и ^{238}U в объектах среды обитания человека в месте измерения МД, а не в среднем по значительному региону. Эта оценка проводится с помощью методов полевой гамма-спектрометрии или гамма-спектрометрического анализа проб окружающей среды (прежде всего почвы) и строительных материалов [4, 6, 7, 9]. Данный подход позволяет проводить надежную оценку техногенной составляющей даже в том случае, если ее величина будет сопоставима с величиной терригенного компонента.

✉ Рамзаев Валерий Павлович

Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева
Адрес для переписки: 197101, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Третий метод (в отличие от первых двух – расчетный) предполагает отбор проб почвы с целью определения поверхностной активности и вертикального профиля цезия-137 и последующего расчета величины МД [10, 11, 12]. Чувствительность данного метода очень высока: она ограничивается для простых случаев (например, большие земляные площадки) лишь аналитическими возможностями лаборатории. Можно оценить величину техногенного компонента с разумной точностью даже для тех случаев, когда природный компонент существенно доминирует в МД. По мере удаления от момента Чернобыльской аварии и снижения содержания радиоактивного цезия в окружающей среде востребованность последнего подхода будет возрастать. Следует отметить, что расчетный метод из-за малости радиоактивных выпадений использовали для оценки мощности дозы гамма-излучения от свежих выпадений на территории России после аварии на АЭС «Фукусима-1» [13].

Целью данной работы являлось сравнение измеренных и расчетных значений мощности дозы гамма-излучения в воздухе над почвой, загрязненной ¹³⁷Cs в результате Чернобыльской аварии, для обоснования использования последних при изучении долговременной миграции радиоактивного цезия в почве и оценке доз внешнего облучения населения.

Материалы и методы

Характеристика обследованных площадок

Полевые исследования проводились в июле – августе 2010 г. в юго-западных районах Брянской области в ареалах 15 населенных пунктов (табл. 1), которые находятся на расстоянии от 162 км до 218 км от Чернобыльской АЭС. Местность характеризуется незначительным перепадом высот и малой приподнятостью над уровнем моря (130–190 м). В общей сложности пробы почвы были отобраны на 30 площадках, из которых 17 были представлены лугами (в основном, пастбищами), расположенными вне населенных пунктов, 6 – травяными площадками внутри населенных пунктов, 5 – лесами и 2 – парками. На трех луговых площадках (Доб-2-10, Дем-1-10 и СтБ-2-10) верхний слой земли был перепахан за несколько лет до проведения настоящего исследования. Дерново-подзолистые песчаные и супесчаные почвы являются преобладающим типом на обследованных территориях. Все площадки представляют собой референтные участки, которые используются для долговременного наблюдения за миграцией радиоактивного цезия в почве и динамикой МД [4, 14]. Ареалы для проведения этих исследований были подобраны таким образом, чтобы мощность дозы техногенного облучения во много раз превышала мощность дозы природного облучения.

Таблица 1

Характеристика участков, использованных для полевых измерений и отбора проб почвы в Брянской области в 2010 г.

Дата	Район	Населенный пункт	Код участка	Тип участка	Координаты (широта, долгота)	Глубина отбора почвы (г/см ²) ¹	Влажность почвы (%)
01.07.2010	Злынковский	Вышков (р.п.)	Выш-1-10	Луг (н.п.)	52.4814° N, 31.7036° E	31,4	3,1
01.07.2010	Злынковский	Добродеевка	Доб-1-10	Луг (зал.)	52.5103° N, 31.6146° E	27,9	17
01.07.2010	Злынковский	Добродеевка	Доб-2-10	Луг (культ.)	52.5066° N, 31.6163° E	32,2	3,4
01.07.2010	Злынковский	Муравинка	Мур-1-10	Лес (береза)	52.4660° N, 31.8029° E	30,0	4,4
06.07.2010	Клинцовский	Веприн	Веп-1-10	Лес (сосна)	52.6994° N, 31.9326° E	30,6	7,8
06.07.2010	Клинцовский	Веприн	Веп-2-10	Луг (н.п.)	52.6943° N, 31.9423° E	34,3	6,9
06.07.2010	Клинцовский	Ущерпье	Ущ-1-10	Луг (зал.)	52.7163° N, 31.9004° E	31,9	26
25.08.2010	Красногорский	Заборье	Заб-1-10	Луг (кр.)	53.0847° N, 31.7040° E	30,7	20
25.08.2010	Красногорский	Заборье	Заб-2-10	Луг (зал.)	53.0828° N, 31.7097° E	29,3	16
25.08.2010	Красногорский	Заборье	Заб-3-10	Лес (смеш.)	53.0869° N, 31.6934° E	26,6	13
24.08.2010	Красногорский	Яловка	Ял-1-10	Луг	52.8155° N, 31.6535° E	31,1	19
24.08.2010	Красногорский	Яловка	Ял-2-10	Луг	52.8225° N, 31.6464° E	29,6	19
24.08.2010	Красногорский	Яловка	Ял-3-10	Луг	52.8419° N, 31.6289° E	36,1	12
04.07.2010	Новозыбковский	Бабаки (н.ж.)	Баб-1-10	Луг (н.п.)	52.6428° N, 31.5955° E	28,7	3,9
04.07.2010	Новозыбковский	Бабаки (н.ж.)	Баб-2-10	Луг	52.6382° N, 31.6030° E	31,5	3,1
01.07.2010	Новозыбковский	Бабаки (н.ж.)	Баб-3-10	Луг (н.п.)	52.6430° N, 31.5955° E	30,1	3,8
23.08.2010	Новозыбковский	Верещаки	Вер-1-10	Луг (кр.)	52.7290° N, 31.6444° E	31,1	4,0
02.07.2010	Новозыбковский	Деменка	Дем-1-10	Луг (культ.)	52.4982° N, 31.8667° E	31,0	3,7
30.08.2010	Новозыбковский	Деменка	Дем-2-10	Луг	52.4974° N, 31.8829° E	34,2	11
30.08.2010	Новозыбковский	Деменка	Дем-3-10	Лес (дуб)	52.4976° N, 31.8826° E	33,1	8,1
09.07.2010	Новозыбковский	Манюки	Ман-1-10	Луг	52.5816° N, 32.0615° E	32,2	8,7

Дата	Район	Населенный пункт	Код участка	Тип участка	Координаты (широта, долгота)	Глубина отбора почвы (г/см ²) ¹	Влажность почвы (%)
07.07.2010	Новозыбковский	Новозыбков	НЗ-1-10	Парк	52.5131° N, 31.9676° E	30,9	14
01.07.2010	Новозыбковский	Новозыбков	НЗ-2-10	Луг (н.п.)	52.5310° N, 31.9349° E	30,0	4,0
02.07.2010	Новозыбковский	Новозыбков	НЗ-3-10	Парк	52.5422° N, 31.9238° E	30,2	10
05.07.2010	Новозыбковский	Новозыбков	НЗ-4-10	Лес (смеш.)	52.4797° N, 31.9257° E	30,0	5,5
07.07.2010	Новозыбковский	Синявка (н.ж.)	Син-1-10	Луг (кр.)	52.6415° N, 31.9176° E	32,1	11
27.08.2010	Новозыбковский	Ст. Бобовичи	СтБ-1-10	Луг	52.5858° N, 31.7605° E	33,8	9,0
03.07.2010	Новозыбковский	Ст. Бобовичи	СтБ-2-10	Луг	52.5645° N, 31.6998° E	31,0	5,9
03.07.2010	Новозыбковский	Ст. Бобовичи	СтБ-3-10	Луг (зал.)	52.5905° N, 31.7515° E	32,1	19
03.07.2010	Новозыбковский	Ст. Вышков	СтВ-1-10	Луг (н.п.)	52.5960° N, 31.6452° E	28,7	4,7

¹ – массовая глубина дана для влажной почвы;

н.ж. – нежилой населенный пункт; н.п. – участок расположен внутри населенного пункта; зал. – участок расположен в месте, обычно заливаемом водой в весенний период; культ. – верхний слой земли перепахан или нарушен тяжелой техникой; смеш. – лес представлен хвойными и лиственными видами деревьев; кр. – на участке имеются множественные кротовины.

Выполнение полевых измерений мощности дозы гамма-излучения

Для определения мощности поглощенной дозы в воздухе, DR_{air} , использовали опытный образец портативного спектрометра-дозиметра гамма и рентгеновского излучения МКС-СК1 «СКИФ» фирмы «СИНКО» (Санкт-Петербург, Россия). Этот прибор внесен в Государственный реестр средств измерений Российской Федерации. Спектрометр-дозиметр «СКИФ» имеет сцинтилляционный блок детектирования с кристаллом NaI(Tl) размером [63 мм (диаметр)×63 мм] и аналитический блок с 480-канальным амплитудным анализатором импульсов [15]. Детектор размещен в круглом футляре, стенки которого сделаны из стали толщиной 1 мм. Для измерений детектор в футляре вывешивался на алюминиевой треноге так, чтобы центр смотрящего вниз кристалла находился на высоте 1 м над поверхностью земли. Продолжительность измерений подбиралась таким образом, чтобы статистическая ошибка оценки площади фотопика со средней энергией 662 кэВ от $^{137}Cs+^{137m}Ba$ не превышала 3% (1 стандартное отклонение). Обычно время измерения составляло 300 с.

Детали калибровки спектрометра приведены в работе [16]. Фоновый гамма-спектр, который применялся для вычитания из полевых спектров на начальном этапе обработки, был получен над замерзшей поверхностью Финского залива в Ленинградской области.

Для анализа гамма-спектров и расчета поглощенной дозы использовали программное обеспечение фирмы «СИНКО» и EXCEL for Windows. При этом рассчитывались:

- мощность дозы гамма-излучения терригенных радионуклидов, DR_{Nat} , – ^{40}K , радионуклиды семейств ^{232}Th и ^{238}U (нГр/ч);
- мощность дозы гамма-излучения ^{137}Cs , DR_{Cs} , (нГр/ч);
- суммарная мощность дозы ^{137}Cs и терригенных радионуклидов, DR_{air} , (нГр/ч).

Отбор проб и определение содержания ^{137}Cs в почве

С каждой площадки отбирали по шесть кернов почвы на глубину 20 см. Использовался специальный разборный стальной цилиндрический пробоотборник площадью 20 см² [17]. Сразу после извлечения из земли керн делили с помощью ножа на десять слоев толщиной 2,0±0,2 см. Пробы, принадлежащие к одному и тому же слою (от всех шести кернов), помещали в двухслойный полиэтиленовый мешок, который тщательно завязывали, чтобы избежать потери влаги. Взвешивание проб и определение массовой толщины каждого слоя проводили в тот же день. Суммарная массовая толщина (на влажный (нативный) вес) отобранных почвенных слоев находилась в диапазоне от 26,6 г/см² до 36,1 г/см² (см. табл. 1) и в среднем составила 31,1 г/см². В лабораторных условиях почвенный материал из каждого мешка тщательно перемешивали; кусочки крупных корней измельчали ножницами. Для гамма-спектрометрического анализа использовали всю пробу целиком.

Определение содержания ^{137}Cs в пробах проводили с использованием сцинтилляционного (NaI(Tl)) и полупроводникового (HPGe) гамма-спектрометров в стандартной геометрии (цилиндрический контейнер диаметром 9 см и объемом 250 см³) с размещением контейнера на крышке детектора. Детали калибровки спектрометров описаны в [4, 17]. Статистическая ошибка оценки площади фотопика 662 кэВ не превышала 5% (1 стандартное отклонение), но в подавляющем большинстве случаев эта ошибка была существенно ниже. Активность ^{137}Cs в счетном образце пересчитывалась на дату отбора пробы с учетом периода полураспада (30,05 года). Результаты измерений представлены в первичных протоколах в виде удельной активности (Бк/г, на влажный вес) и запаса (Бк/м²) ^{137}Cs в каждом слое, а также его суммарного запаса (A_{Cs}) во всех десяти слоях (кБк/м²).

Среднюю массовую глубину залегания ^{137}Cs в почве (Z_{Cs} , г/см²; влажный вес) вычисляли по формуле, предло-

женной Tyler et al. [18] для произвольного распределения радионуклида по вертикали [19]:

$$Z_{Cs} = \frac{\int_0^{\infty} \xi \cdot B(\xi) d\xi}{\int_0^{\infty} B(\xi) d\xi}, \quad (1)$$

где ξ – массовая глубина в середине слоя почвы (г/см²); $B\xi$ – удельная активность радионуклида в слое почвы на глубине ξ (Бк/г).

После анализа пробы высушивали при температуре около 25°C до достижения постоянного веса. Разницу между сухим и влажным весом пробы использовали для расчета содержания воды в почве. В среднем запас воды в почве оказался сравнительно низким – на уровне 10% по массе. Максимальные уровни содержания влаги были обнаружены на заливных лугах и пастбищах (до 26%), а минимальные (3–4%) – на травяных площадках, большинство из которых расположено на возвышенности вдали от рек (см. табл. 1).

Расчет мощности кермы в воздухе от ¹³⁷Cs в почве

Для расчета мощности кермы в воздухе (равна мощности поглощенной дозы в воздухе в условиях электронного равновесия), KR_{Cs} , от ¹³⁷Cs, залегающего в почве, применяли модель и формулу, предложенную в работе Golikov et al. [11]. Согласно этой модели, предполагалось, что в пределах каждого слоя удельная активность ¹³⁷Cs распределена равномерно. В модели использован следующий элементный состав почвы: Si – 26,2%, Al – 8,5%, Fe – 5,6%, H – 2,2%, O – 57,5%. Формула для расчета мощности кермы по Golikov et al. [11], $KR_{Cs(G-et-al)}$, имеет вид:

$$KR_{Cs(G-et-al)} = 3,6 \cdot \sum_i X_i \cdot \{3,39/b \cdot \exp(-b \cdot z_{i-1}) \cdot [1 - \exp(-b \cdot (z_i - z_{i-1}))] + 2,38/d \cdot \exp(-d \cdot z_{i-1}) \cdot [1 - \exp(-d \cdot (z_i - z_{i-1}))]\}, \quad (2)$$

где $KR_{Cs(G-et-al)}$ – мощность кермы (нГр/ч) в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли;

X_i – удельная активность (Бк/г, на влажный вес) ¹³⁷Cs в i -м слое почвы;

b и d – численные константы, равные 0,492 и 0,0723 соответственно;

z_i – массовая глубина (г/см², на влажный вес) нижней границы i -го слоя почвы.

В соответствии с моделью Saito and Jacob [20] предполагалось, что вся активность ¹³⁷Cs внутри каждого слоя почвы представлена в виде плоского горизонтального изотропного источника, расположенного в середине слоя. Расчет мощности кермы по Saito and Jacob [20], $KR_{Cs(S+J)}$, в воздухе на высоте 1 м проводился последовательно от каждого слоя почвы (всего 10 слоев), используя табулированные коэффициенты перехода, вычисленные в работе [20] с применением метода Монте-Карло. Коэффициенты рассчитаны для такого же химического состава почвы, который использован в расчетах Golikov et al. [11]. В работе Saito and Jacob [20] коэффициенты перехода приведены для 22 фиксированных значений массовых глубин, распределенных

неравномерно от 0 г/см² до 200 г/см². Поэтому для промежуточных значений массовой глубины применяли метод линейной интерполяции. На завершающем этапе расчетов использовалась следующая формула:

$$KR_{Cs(S+J)} = 3600 \cdot \sum_i C(z_i) \cdot A(z_i) \cdot Y_{662}, \quad (3)$$

где $KR_{Cs(S+J)}$ – мощность кермы (Гр/ч) в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли;

$C(z_i)$ – коэффициент перехода от интенсивности источника в почве к мощности кермы в воздухе (Гр в секунду на фотон/м² в секунду); z_i представляет собой массовую глубину (г/см², влажный вес) залегающего плоского источника в почве;

$A(z_i)$ – запас ¹³⁷Cs (Бк/м²), расположенного в почве на глубине z_i (г/см², влажный вес);

Y_{662} – выход фотонов с энергией 662 кэВ при распаде ¹³⁷Cs; 0,85 кванта на один распад.

Статистическая обработка результатов

Статистическая обработка результатов измерений и расчетов включала в себя вычисление медианы, среднего значения, среднеквадратичного отклонения (СКО) и коэффициента вариации (КВ) соответствующих распределений результатов. Для проверки гипотезы о нормальном характере распределения индивидуальных значений внутри выборки использовали тест Шапиро – Вилка. Гипотеза подтверждалась, если значение P превышало 0,05. Различия между группами наблюдений оценивали с использованием непараметрического критерия Вилкоксона – Манна – Уитни. Взаимосвязи между исследованными показателями определяли с помощью непараметрического коэффициента ранговой корреляции Спирмена. Корреляции и различия между группами наблюдений признавались статистически значимыми при $P < 0,05$. Обработку проводили с использованием EXCEL for Windows и сайта «Центр современных психотехнологий» [21].

Результаты и обсуждение

Запас и средняя глубина залегающего ¹³⁷Cs в почве

Запас (плотность радиоактивного загрязнения) ¹³⁷Cs в почве на исследованных площадках варьировал в широких пределах от 260 кБк/м² до 2800 кБк/м² при среднем значении 850 кБк/м² и медиане 610 кБк/м² (табл. 2).

Как показал проведенный анализ, распределение измеренных значений запаса ¹³⁷Cs в выборке не соответствует нормальному закону распределения (тест Шапиро – Вилка, $P < 0,05$; $n=30$).

Средняя массовая глубина залегающего ¹³⁷Cs, Z_{Cs} , (столбец 4 в таблице 2) варьировала от 2–3 г/см² на сухих неиспользуемых лугах (площадки Баб-2-10 и Дем-2-10) до 13–18 г/см² на участках с нарушенной структурой поверхности (перепаханые луга – Доб-2-10, Дем-1-10 и СтБ-2-10, и перерытая кротами площадка Вер-1-10). Для всех 30 площадок средняя величина Z_{Cs} (8,4 г/см²) и медиана Z_{Cs} (8,6 г/см²) практически совпадали друг с другом. Распределение значений средних массовых глубин залегающего ¹³⁷Cs для всей выборки из 30 отдельных площадок соответствовало нормальному (тест Шапиро – Вилка, $P > 0,05$)

Таблица 2

Запас (A_{Cs}) и средняя массовая глубина залегания (Z_{Cs}) ^{137}Cs в почве, а также измеренная и рассчитанная мощность дозы гамма-излучения в воздухе для 30 референтных площадок, обследованных в Брянской области в 2010 г.

Код участка	Тип участка ¹	^{137}Cs в почве			Мощность дозы в воздухе				
		A_{Cs} (кБк/м ²)	Z_{Cs} (г/см ²)	DR_{Cs} (нГр/ч)	$KR_{Cs(G-et-al)}$ (нГр/ч)	$KR_{Cs(S+J)}$ (нГр/ч)	$KR_{Cs(G-et-al)} / KR_{Cs(S+J)}$ [Гр/Гр]	$DR_{Cs} / KR_{Cs(G-et-al)}$ [Гр/Гр]	$DR_{Cs} / KR_{Cs(S+J)}$ [Гр/Гр]
Выш-1-10*	Луг (н.п.)	622	4,6	579	642	609	1,05	0,90	0,95
Доб-1-10*	Луг (зал.)	650	10,2	371	388	388	1,00	0,96	0,96
Доб-2-10	Луг (культ.)	470	12,9	231	234	232	1,01	0,99	1,00
Мур-1-10	Лес (береза)	596	4,6	575	726	678	1,07	0,79	0,85
Веп-1-10	Лес (сосна)	420	3,5	525	517	480	1,08	1,02	1,09
Веп-2-10*	Луг (н.п.)	690	3,5	594	778	732	1,06	0,76	0,81
Ущ-1-10*	Луг (зал.)	260	8,0	206	190	188	1,01	1,08	1,10
Заб-1-10*	Луг (кр.)	2330	8,2	1310	1570	1560	1,01	0,83	0,84
Заб-2-10*	Луг (зал.)	2800	10,6	1470	1630	1610	1,01	0,90	0,91
Заб-3-10	Лес (смеш.)	1810	5,1	1450	1750	1700	1,03	0,83	0,85
Ял-1-10*	Луг	1260	11,2	671	702	696	1,01	0,96	0,96
Ял-2-10*	Луг	1010	11,9	693	537	531	1,01	1,29	1,31
Ял-3-10*	Луг	925	10,6	531	556	544	1,02	0,96	0,98
Баб-1-10*	Луг (н.п.)	1520	7,6	917	1110	1090	1,02	0,83	0,84
Баб-2-10	Луг	1780	1,7	1420	2560	2340	1,09	0,55	0,61
Баб-3-10*	Луг (н.п.)	1520	6,3	966	1260	1230	1,02	0,77	0,79
Вер-1-10*	Луг (кр.)	399	17,8	131	141	140	1,01	0,93	0,94
Дем-1-10	Луг (культ.)	436	14,4	288	266	257	1,04	1,08	1,12
Дем-2-10*	Луг	625	2,5	564	817	743	1,10	0,69	0,76
Дем-3-10	Лес (дуб)	545	3,2	592	662	619	1,07	0,89	0,96
Ман-1-10*	Луг	335	9,4	181	211	208	1,01	0,86	0,87
НЗ-1-10	Парк	386	9,6	228	245	242	1,01	0,93	0,94
НЗ-2-10	Луг (н.п.)	507	9,0	229	342	337	1,01	0,67	0,68
НЗ-3-10	Парк	303	9,8	150	172	173	0,99	0,87	0,87
НЗ-4-10	Лес (смеш.)	376	3,4	432	467	442	1,06	0,93	0,98
Син-1-10*	Луг (кр.)	322	8,0	265	215	212	1,01	1,23	1,25
СтБ-1-10*	Луг	605	3,5	520	664	624	1,06	0,78	0,83
СтБ-2-10*	Луг	840	15,2	269	353	350	1,01	0,76	0,77
СтБ-3-10*	Луг (зал.)	616	11,8	253	272	278	0,98	0,93	0,91
СтВ-1-10*	Луг (н.п.)	485	14,2	259	211	211	1,00	1,23	1,23
Минимум	–	260	1,7	131	141	140	0,98	0,55	0,61
Максимум	–	2800	17,8	1470	2560	2340	1,10	1,29	1,31
Медиана	–	611	8,6	523	527	506	1,01	0,90	0,93
Средняя	–	848	8,4	562	673	648	1,03	0,91	0,93
СКО	–	641	4,2	401	573	542	0,03	0,17	0,16
КВ (%)	–	76	50	71	85	84	2,9	18	17
Тест Шапиро-Вилка	–	0,004	0,332	0,0004	0,00008	0,00008	0,002	0,460	0,594
Коэффициент корреляции Спирмена	–	–	–	–	–	–	0,952 (P<0,01)	0,946 (P<0,01)	0,949 (P<0,01)

Мощность дозы и кермы в воздухе приведены для ^{137}Cs .

¹ – сокращения те же, что и в таблице 1;

DR_{Cs} – мощность поглощенной дозы;

$KR_{Cs(G-et-al)}$ – мощность кермы в воздухе по Golikov et al. [11];

$KR_{Cs(S+J)}$ – мощность кермы в воздухе, рассчитано по Saito and Jacob [20];

* – большие открытые площадки;

СКО – среднеквадратичное отклонение; КВ – коэффициент вариации.

Расчетные значения мощности
воздушной кермы, KR_{Cs}

Значения $KR_{Cs(G-et-al)}$, вычисленные по модели Golikov et al. [11], находились в диапазоне от 141 нГр/ч до 2560 нГр/ч, при среднем значении 673 нГр/ч и медиане 527 нГр/ч (см. табл. 2). Очень близкие значения $KR_{Cs(S+J)}$ были получены с использованием модели Saito and Jacob [20] (см. табл. 2; рис. 1). Значения кермы, вычисленные с использованием двух моделей, очень хорошо коррелировали между собой: коэффициент ранговой корреляции Спирмена (R_{sp}) был равен 0,999 ($P < 0,01$). В среднем $KR_{Cs(S+J)}$ была меньше $KR_{Cs(G-et-al)}$ на 3%, а расхождение для индивидуальных пар не превышало 10% (см. табл. 2).

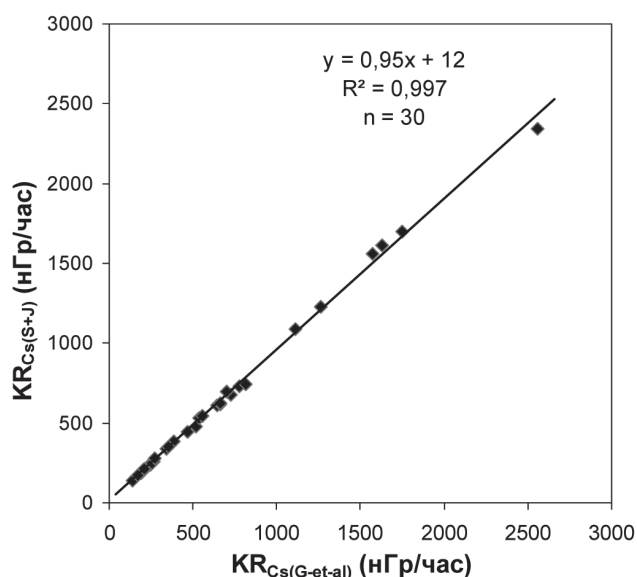


Рис. 1. Соотношение между воздушной кермой, рассчитанной по Golikov et al. [11], $KR_{Cs(G-et-al)}$ и воздушной кермой, рассчитанной по Saito and Jacob [20], $KR_{Cs(S+J)}$, для ^{137}Cs , расположенного в почве.

Расчеты проведены на основе экспериментально установленных вертикальных распределений ^{137}Cs в почве с 30 обследованных площадок

Измеренные значения мощности дозы
гамма-излучения в воздухе

Мощность дозы гамма-излучения от природных радионуклидов варьировала от 10 до 44 нГр/ч. Среднее и медианное значения оказались примерно равны друг другу – 22 нГр/час и 21 нГр/ч. Измеренные мощности доз гамма-излучения от ^{137}Cs приведены в колонке 5 таблицы 2. Абсолютные значения DR_{Cs} находились в пределах от 130 нГр/ч до 1470 нГр/ч. Среднее значение (562 нГр/ч) были примерно равно медианному значению (523 нГр/ч). Эти значения техногенного компонента МД более чем на порядок величины превышают соответствующие значения природного компонента.

Соотношение рассчитанных и измеренных значений
мощности дозы гамма-излучения в воздухе

Значения отношений для рассчитанных и измеренных величин мощности дозы гамма-излучения для индивидуальных площадок приведены в колонках 9 и 10 таблицы 2. Здесь же даны средние и медианные значения этих отношений для всей выборки из 30 площадок, а также значения СКО, КВ и коэффициента корреляции по Спирмену. Коэффициент корреляции был равен 0,946 для соотношения $DR_{Cs}/KR_{Cs(G-et-al)}$ и 0,949 для $DR_{airCs}/KR_{Cs(S+J)}$. Корреляции были статистически значимыми ($P < 0,01$)

Средние значения отношений измеренной и рассчитанной мощностей доз было несколько ниже 1, а именно 0,91 для $DR_{Cs}/KR_{Cs(G-et-al)}$ и 0,93 для $DR_{airCs}/KR_{Cs(S+J)}$, что ожидалось заранее, т.к. расчет в обоих случаях проводился для идеально плоской бесконечной поверхности, а в реальности поверхность земли имеет неровности различного порядка. Кроме того, на почве всегда присутствовали растения. Неровности на поверхности почвы и наличие биомассы ослабляют поток первичных гамма-квантов в воздухе [22]. Вместе с тем, известно, что надземная биомасса может выступать в качестве не только поглотителя, но и источника гамма-квантов [11]. Однако в период, отдаленный после выпадений, поглощающие свойства биомассы доминируют, и мощность дозы гамма-излучения в присутствии биомассы (например, деревья в лесу) всегда будет меньше, по сравнению с оголенной почвой [23]. В работе [23] подсчитано, что при небольшом заглублении ^{137}Cs – на 1 г/см², мощность кермы в воздухе в лесу, по сравнению с лугом, будет на 19% меньше. При заглублении ^{137}Cs на 10 г/см² уменьшение кермы в воздухе за счет присутствия лесной биомассы будет не столь значительным – всего на 5%. Эти расчеты были выполнены Gering et al. [23] для очень высокой плотности биомассы в лесу (5 кг/м³).

Важным фактором, влияющим на соотношение между измеренными и рассчитанными значениями мощности дозы в воздухе, может быть размер площадки, использованной для моделирования [24]. Для того чтобы исключить возможное влияние ограниченных размеров площадки на соотношение вычисленной и измеренной мощностей доз, мы убрали из общего перечня все участки, расположенные в лесах и парках ($n=7$), а также те площадки ($n=4$), размеры которых были заметно менее 60×60 м [7]. Графически соотношение между расчетными и измеренными мощностями доз $DR_{Cs}/KR_{Cs(G-et-al)}$ для «больших» площадок (помечены «*» в таблице 2) приведено на рисунке 2. Отмечается достаточно хорошее совпадение между двумя методами оценки мощности дозы (коэффициент корреляции Спирмена = 0,935; $P < 0,01$; $n=19$). Измеренная мощность дозы в воздухе от ^{137}Cs была в среднем на 7% меньше, чем рассчитанная мощность дозы. Аналогичное заключение можно сделать в отношении расчетных и измеренных мощностей доз для пары $DR_{airCs}/KR_{Cs(S+J)}$, представленных на рисунке 3 (коэффициент корреляции Спирмена = 0,937; $P < 0,01$; $n=19$). В этом случае измеренная мощность дозы в воздухе от ^{137}Cs оказалась в среднем примерно на 5% меньше, чем рассчитанная мощность кермы.

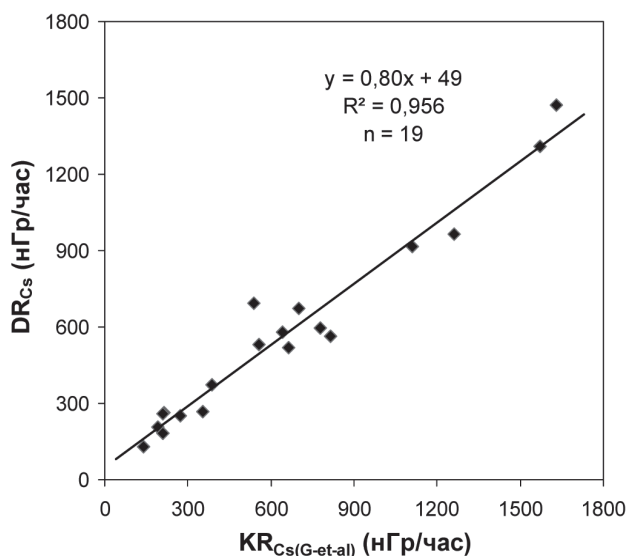


Рис. 2. Соотношение между измеренной мощностью поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе, DR_{Cs} , и мощностью воздушной кермы, $KR_{Cs(G-et-al)}$, рассчитанной по Golikov et al. [11] для 19 больших открытых площадок. Точки и линия регрессии представлены только для техногенного компонента (^{137}Cs)

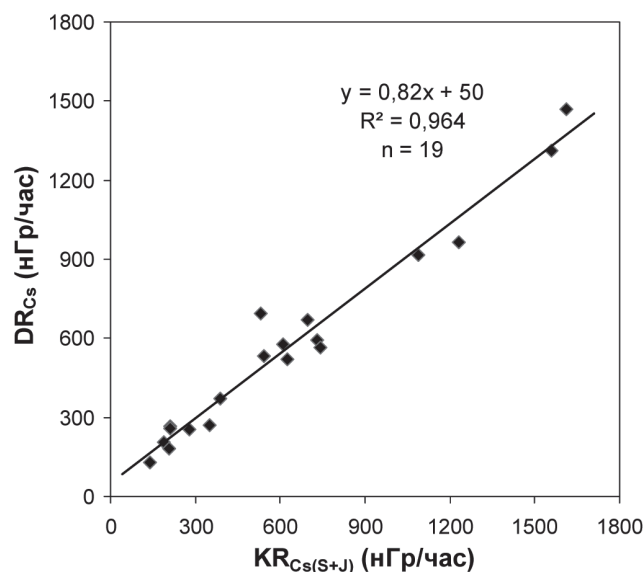


Рис. 3. Соотношение между измеренной мощностью поглощенной дозы гамма-излучения в воздухе, DR_{Cs} , и мощностью воздушной кермы, $KR_{Cs(S+J)}$, рассчитанной по Saito and Jacob [20] для 19 больших открытых площадок. Точки и линия регрессии представлены только для техногенного компонента (^{137}Cs)

Для луговых площадок ($n=19$), хорошо соответствующих «геометрическому» критерию (помечены «*» в таблице 2), медианы отношений $DR_{Cs}/KR_{Cs(G-et-al)}$ и $DR_{airCs}/KR_{Cs(S+J)}$ оказались равными 0,90 и 0,91, что несколько выше соответствующих медиан отношений (0,83 и 0,84), вычисленных для остальных четырех луговых площадок. Однако эта разница не является статистически значимой ($P>0,05$; тест Вилкоксона – Манна – Уитни). Отсутствие существенных различий между «большими» и «маленькими» площадками в определенной мере может быть связано как с малым количеством наблюдений ($n=4$) во второй группе, так и со значительной глубиной проникновения ^{137}Cs в почву к 25 году после аварии. В работе [25] подсчитано, что для случая «старых» выпадений ^{137}Cs приблизительно 65% потока первичных фотонов формируется внутри круга радиусом 4 м и лишь около 15% – за пределами круга радиусом 10 м.

Отбор проб почвы проводился до глубины 20 см. Возможно, что некоторая часть общего запаса радионуклида располагалась глубже и оказалась неучтенной. Для оценки возможного влияния этой части на мощность дозы в воздухе был проведен численный эксперимент. В расчет были включены еще два слоя почвы – с глубины 20–25 см и 25–30 см, имеющих такую же плотность вещества, что и наиболее глубоко расположенный отобранный слой (18–20 см). Консервативно предполагалось, что удельная активность ^{137}Cs для этих двух виртуально добавленных слоев равна соответствующему показателю для слоя 18–20 см. Расчеты проводились с использованием модели Golikov et al. [11]. Вычисленная величина добавки к значению KR_{Cs} колебалась от 0,004% для участка Баб-2-10 до 8,6% для участков Вер-1-10 и Дем-1-10. В среднем, возможный дополнительный вклад ^{137}Cs , расположенного на глубине 20–30 см, в KR_{Cs} для всех 30 площадок был оце-

нен значением 1,3%; примерно 2/3 этой добавки связаны с активностью, расположенной на глубине 20–25 см.

Заключение

Проведены измерения мощности дозы гамма-излучения в воздухе на 30 референтных площадках, расположенных в зоне Чернобыльского загрязнения на территории России. Там же были отобраны пробы почвы до глубины 20 см и исследовано вертикальное распределение ^{137}Cs в земле с шагом 2 см. Полученные распределения активности ^{137}Cs были использованы для расчета мощности кермы в воздухе с применением двух независимых моделей [11, 20]. В среднем расхождение между результатами расчетов МД по этим моделям составляло 3% (коэффициент корреляции Спирмена=0,952; $P<0,01$).

Для больших открытых площадок ($n=19$) обнаружено очень хорошее соответствие между результатами расчетов мощности кермы в воздухе и измерений мощности поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs (коэффициент корреляции Спирмена $> 0,93$; $P<0,01$). В среднем измеренная мощность поглощенной дозы в воздухе от ^{137}Cs оказалась на 6% меньше, чем рассчитанная мощность соответствующей кермы. Обе расчетные модели могут быть использованы для надежной оценки мощности дозы гамма-излучения в воздухе от ^{137}Cs , залегающего в почве. Несомненным достоинством модели Golikov et al. [11] является простота использования, т.к. в расчет (формула (2)) берутся всего два фиксированных коэффициента (b и d) и непосредственные результаты измерений. Однако в работе [11] значения коэффициентов b и d приведены только для ^{137}Cs (0,492 и 0,0723), ^{134}Cs (0,470 и 0,0699) и ^{131}I (0,540 и 0,0845). Этого недостатка лишена модель Saito and Jacob [20], т.к. в их работе даются коэффициенты перехода для произвольной энергии гамма-излучения. Вместе с тем, последняя модель

предполагает дополнительную обработку опубликованных табулированных значений коэффициентов перехода.

При отборе проб почвы рекомендуется использовать по возможности малый шаг разделения кернов на горизонтальные слои. В случае старых выпадений для целинных участков шаг в 2 см является вполне приемлемым. Но как показала ситуация после Фукусимской аварии [26], для изучения вертикального распределения радионуклидов в поверхностном слое почвы в случае свежих выпадений следует использовать шаг в 1 см и менее.

Благодарность

Авторы выражают благодарность А.С. Мишину, ведущему научному сотруднику НИИРГ имени профессора П.В. Рамзаева, за помощь при отборе проб почвы и проведении полевых измерений. Авторы благодарны двум анонимным рецензентам за ценные замечания и рекомендации, которые позволили улучшить качество статьи.

Литература

- Golikov, V.Yu. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident / V.Yu. Golikov, M.I. Balonov, A.V. Ponomarev // In: Merwin, S.E., Balonov, M.I. (Eds.), Chernobyl Papers, Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies, vol. 1. Research Enterprises, Richland, 1993. – P. 247–288.
- Mück, K. A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident / K. Mück [et al.] // Health Phys. – 2002. – Vol. 82. – P. 141–156.
- Bailiff, I.K. Comparison of retrospective luminescence dosimetry with computational modelling in two highly contaminated settlements downwind of the Chernobyl NPP / I.K. Bailiff [et al.] // Health Phys. – 2004. – Vol. 86. – P. 25–41.
- Ramzaev, V. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003 / V. Ramzaev [et al.] // J. Environ. Radioact. – 2006. – Vol. 85, No. 2–3. – P. 205–227.
- Punt, A. Measurement and Assessment of External Radiation Dose Rates to People on Houseboats and using Riverbanks – using the Ribble Estuary as a Case Study. Science Report: SC060080/SR. / A. Punt [et al.] // Environment Agency, Bristol and London, 2011. – 84 P.
- Roed, J. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Riso-R-870 (EN) / J. Roed [et al.] // RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1996. – 102 P. Доступ URL: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/053/27053487.pdf. (дата обращения 09.03.2015 г.)
- Радиационный мониторинг доз облучения населения территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. Методические рекомендации. – Утв. 27.12.07, введ. в действие с 27.12.07. – М.: Роспотребнадзор, 2007. – 70 с.: <http://meganorm.ru/Data2/1/4293835/4293835611.pdf>. (дата обращения 09.03.2015.).
- Григорьев, А.И. Проблемы вычитания фона при индивидуальном дозиметрическом контроле и радиационном контроле на открытой местности / А.И. Григорьев, Л.В. Панкратов // Радиационная гигиена. 2011. – Т. 4, № 4. – С. 42–48.
- Барковский, А.Н. Дозы внешнего облучения жителей г. Новозыбкова Брянской области в 1995 г. / А.Н. Барковский [и др.] // Материалы Всероссийской научно-практической конференции «Чернобыль: 10 лет спустя. Итоги и перспективы». Часть 1. – Брянск, 1996. – С. 47–48.
- Schimmack, W. Variability of water content and of depth profiles of global fallout ¹³⁷Cs in grassland soils and the resulting external gamma-dose rates / W. Schimmack, H. Steindl, K. Bunzl // Radiat. Environ. Biophys. – 1998. – Vol. 37. – P. 27–33.
- Golikov, V. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest / V. Golikov [et al.] // In: I. Linkov and W.R. Schell (Eds.), Contaminated Forests – Recent Developments in Risk Identification and Future Perspective. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Contaminated Forests, Kiev, Ukraine 27–30 June 1998. – Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 333–341.
- Sakamoto, R. Relationships between dose rates measured 1m above ground level and the ¹³⁷Cs depth distribution in the Chernobyl grounds / R. Sakamoto [et al.] // Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association, Hiroshima, 14–19 May. – 2000. : <http://www.irpa.net/irpa10/cdrom/00656.pdf>. (дата обращения 09.03.2015 г.)
- Романович, И.К. Авария на АЭС «Фукусима»: организация профилактических мероприятий, направленных на сохранение здоровья населения Российской Федерации / И.К. Романович [и др.] // под ред. Академика РАНН Г.Г. Онищенко. – СПб.: НИИРГ им. проф. П.В. Рамзаева, 2012. – 336 С.
- Golikov, V. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident / V. Golikov, M.I. Balonov, P. Jacob // Radiat. Environ. Biophys. – 2002. – Vol. 41, No. 3. – P. 185–193.
- Спектрометры-дозиметры гамма и рентгеновского излучения МКС-СК1 «СКИФ». Описание типа.: <http://www.kip-guide.ru/info/19630-00>. (дата обращения 29.01.2015 г.)
- Рамзаев, В.П. К вопросу о связи между амбиентным эквивалентом дозы и поглощенной дозой в воздухе в условиях загрязнения окружающей среды радиоактивным цезием / В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 3. – С. 6–20.
- Ramzaev, V. Radiological investigations at the “Taiga” nuclear explosion site, part II: man-made g-ray emitting radionuclides in the ground and the resultant kerma rate in air / V. Ramzaev [et al.] // J. Environ. Radioact. – 2012. – Vol. 109. – P. 1–12.
- Tyler, A.N. Estimating and accounting for ¹³⁷Cs source burial through in-situ gamma spectrometry in salt marsh environments / A.N. Tyler, D.C.W. Sanderson, E.M. Scott // J. Environ. Radioact. – 1996. – Vol. 33. – P. 195–212.
- Tyler, A.N. Monitoring anthropogenic radioactivity in salt marsh environments through in situ gamma-ray spectrometry / A.N. Tyler // J. Environ. Radioact. – 1999. – Vol. 45. – P. 235–252.
- Saito, K. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground / K. Saito, P. Jacob // Radiat. Prot. Dosimetry. – 1995. – Vol. 58. – P. 29–45.
- Центр современных психотехнологий. Скрипты математических расчетов. Доступ URL: <http://psytech-center.ru/lib/scriptstat/>. (дата обращения 22.02.2015.).
- Laedermann, J.-P. In-situ gamma-ray spectrometry: the influence of topography on the accuracy of activity determination / J.-P. Laedermann, F. Byrde, C. Murith // J. Environ. Radioact. – 1998. – Vol. 38. – P. 1–16.
- Gering, F. In situ gamma-ray spectrometry in forests: determination of kerma rate in air from ¹³⁷Cs / F. Gering, P. Kiefer, S. Fesenko, G. Voigt // J. Environ. Radioact. – 2002. – Vol. 61. – P. 75–89.
- Roed, J. Triple digging – a simple method for restoration of radioactively contaminated urban soil areas / J. Roed [et al.] // J. Environ. Radioact. – 1999. – Vol. 45. – P. 173–183.
- Helfer, I. K. Calibration factors for Ge detectors used for field spectrometry / I. K. Helfer, K.M. Miller // Health Phys. – 1988. – Vol. 55. – P. 15–29.
- Ramzaev, V. Radiocesium fallout in the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011 / V. Ramzaev [et al.] // J. Environ. Radioact. – 2013. – Vol. 118. – P. 128–142.

Поступила: 10.11.2015 г.

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник, Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. Адрес: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8. Телефон: 8-812-232-04-54. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru.

Голиков Владислав Юрьевич – старший научный сотрудник, Санкт-Петербургский научно-исследовательский институт радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева, Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. Адрес: 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8. Телефон: 8-812-232-04-54. E-mail: sg235@rambler.ru

• **Рамзаев В.П., Голиков В.Ю. Сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной ^{137}Cs // Радиационная гигиена. – 2015.- Т.8, № 4. – С. 42–51.**

A comparison of measured and calculated values of air kerma rates from ^{137}Cs in soil

Ramzaev Valeriy P. – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being. (Mira St., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; e-mail: V.Ramzaev@mail.ru)

Golikov Vladislav Yu. – Senior Researcher, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being. (Mira St., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia; e-mail: sg235@rambler.ru)

Abstract

In 2010, a study was conducted to determine the air gamma dose rate from ^{137}Cs deposited in soil. The gamma dose rate measurements and soil sampling were performed at 30 reference plots from the south-west districts of the Bryansk region (Russia) that had been heavily contaminated as a result of the Chernobyl accident. The ^{137}Cs inventory in the top 20 cm of soil ranged from 260 kBq m^{-2} to 2800 kBq m^{-2} . Vertical distributions of ^{137}Cs in soil cores (6 samples per a plot) were determined after their sectioning into ten horizontal layers of 2 cm thickness. The vertical distributions of ^{137}Cs in soil were employed to calculate air kerma rates, \dot{K} , using two independent methods proposed by Saito and Jacob [Radiat. Prot. Dosimetry, 1995, Vol. 58, P. 29–45] and Golikov et al. [Contaminated Forests— Recent Developments in Risk Identification and Future Perspective. Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 333–341]. A very good coincidence between the methods was observed (Spearman's rank coefficient of correlation = 0.952; $P < 0.01$); on average, a difference between the kerma rates calculated with two methods did not exceed 3%. The calculated air kerma rates agreed with the measured dose rates in air very well (Spearman's coefficient of correlation = 0.952; $P < 0.01$). For large grassland plots ($n=19$), the measured dose rates were on average 6% less than the calculated kerma rates. The tested methods for calculating the air dose rate from ^{137}Cs in soil can be recommended for practical studies in radiology and radioecology.

Key words: ^{137}Cs , soil, air, gamma, dose, rate.

References

1. Golikov, V.Yu., Balonov, M.I., Ponomarev, A.V. Estimation of external gamma radiation doses to the population after the Chernobyl accident. In: Merwin, S.E., Balonov, M.I. (Eds.), Chernobyl Papers, Doses to the Soviet Population and Early Health Effects Studies, Vol. 1. Research Enterprises, Richland, 1993. P. 247–288.
2. Mück, K. [et al.]. A consistent radionuclide vector after the Chernobyl accident. Health Phys., 2002, Vol. 82, P. 141–156.
3. Bailiff, I.K. [et al.]. Comparison of retrospective luminescence dosimetry with computational modelling in two highly contaminated settlements downwind of the Chernobyl NPP. Health Phys., 2004, Vol. 86, P. 25–41.
4. Ramzaev, V. [et al.]. Gamma-dose rates from terrestrial and Chernobyl radionuclides inside and outside settlements in the Bryansk Region, Russia in 1996–2003. J. Environ. Radioact., 2006, Vol. 85, No. 2–3, P. 205–227.
5. Punt, A. [et al.]. Measurement and Assessment of External Radiation Dose Rates to People on Houseboats and using Riverbanks – using the Ribble Estuary as a Case Study. Science Report: SC060080/SR. Environment Agency, Bristol and London, 2011. – 84 P.
6. Roed, J. [et al.]. Decontamination in a Russian settlement. RISØ National Laboratory report Riso-R-870 (EN). RISØ National Laboratory, Roskilde, Denmark, 1996. – 102 P. Available at: http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/27/053/27053487.pdf. (accessed 09.03.2015 г.)

✉ Ramzaev Valerij P.

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev
Address for correspondence: Mira street, 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia.
E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

7. Radiacionnyj monitoring doz obluchenija naselenija territorij, podverghshisja radioaktivnomu zagrazneniju vsledstvie avarii na Chernobyl'skoj AES. Metodicheskie rekomendacii: utv. 27.12.07, vved. v dejstvie s 27.12.07 [Radiation monitoring of the exposure doses of population at the territories radioactively contaminated due to the accident at the Chernobyl NPP. Recommended Practice. Adopted 27.12.2007, implemented 27.12.2007], Federal Center of Hygiene and Epidemiology of Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Moscow, 2007. – 70 P. Available at: <http://meganorm.ru/Data2/1/4293835/4293835611.pdf>. (accessed 09.03.2015).
8. Grigorev, A.I., Pankratov, L.V. Problemy vichitanija fona pri individualnom dosimetricheskom kontrole [Problems of subtraction of the background in the process of the individual radiation control and radiating control on open air]. Radiacionnaja gigiena – Radiation Hygiene, 2011, Vol. 4, No. 4, P. 42–48.
9. Barkovskiy, A.N. [et al.]. Dozy vneshnego oblucheniya ziteley g. Novozybkova Bryanskoy oblasti v 1995 g. [Doses of external exposure for the citizens of the Novozybkov town, the Bryansk region, in 1995]. Materialy Vserossiiskoy nauchno-practicheskoy Conferencii "Chernobyl: 10 let spustia. Itogi I perspektivy" Chast 1. – Bryansk, 1996. – P. 47–48.
10. Schimmack, W., Steindl, H., Bunzl, K., 1998. Variability of water content and of depth profiles of global fallout ^{137}Cs in grassland soils and the resulting external gamma-dose rates. Radiat. Environ. Biophys., 1998, Vol. 37, P. 27–33.
11. Golikov, V. [et al.]. Gamma ray exposure due to sources in the contaminated forest. In: I. Linkov and W.R. Schell (Eds.), Contaminated Forests – Recent Developments in Risk Identification and Future Perspective. Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Contaminated Forests, Kiev, Ukraine 27–30 June 1998. – Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. – P. 333–341.
12. Sakamoto, R. [et al.]. Relationships between dose rates measured 1m above ground level and the ^{137}Cs depth distribution in the Chernobyl grounds. Proceedings of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association, Hiroshima, 14–19 May, 2000. Available at: <http://www.irpa.net/irpa10/cdrom/00656.pdf>. (accessed 10.01.2015).
13. Romanovich, I.K. [et al.]. Avaria na AES "Fukusima-1": organizacia profilakticheskikh meropriyatij, napravlenykh na sohranenie zdorovia naselenia Rossiyskoy Federacii [The accident at the "Fukushima-1" NPP: prophylactic countermeasures for health safety of the population of the Russian Federation]. Saint-Petersburg, Federal Scientific Organization «Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after professor P.V. Ramzaev», 2012.– 336 P.
14. Golikov, V., Balonov, M.I., Jacob, P. External exposure of the population living in areas of Russia contaminated due to the Chernobyl accident. Radiat. Environ. Biophys., 2002, Vol. 41, No. 3, P. 185–193.
15. Spektrometry-dozimetry gamma i rentgenovskogo izlucheniya MKS-SK1 «SKIF». Opisanie tipa [MKS-SK1 «SKIF» x-ray and gamma radiation spectrometer-dosimeters. Description of the type] Available at: <http://www.kip-guide.ru/info/19630-00>. (accessed 29.01.2015).
16. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. K voprosu o svyazi mezhdu ambientnym jekvivalentom dozy i pogloshhennoj dozoy v vozduhe v uslovijah zagraznenija okruzhajushhej sredy radioaktivnym ceziem [On the relationship between ambient dose equivalent and absorbed dose in air in the case of large-scale contamination of the environment by radioactive cesium]. Radiacionnaja gigiena – Radiation Hygiene, 2015, Vol. 8, No. 3, P. 6–20.
17. Ramzaev, V. [et al.]. Radiological investigations at the "Taiga" nuclear explosion site, part II: man-made g-ray emitting radionuclides in the ground and the resultant kerma rate in air. J. Environ. Radioact., 2012, Vol. 109, P. 1–12.
18. Tyler, A.N., Sanderson, D.C.W., Scott, E.M. Estimating and accounting for ^{137}Cs source burial through in-situ gamma spectrometry in salt marsh environments. J. Environ. Radioact., 1996, Vol. 33, P. 195–212.
19. Tyler, A.N. Monitoring anthropogenic radioactivity in salt marsh environments through in situ gamma-ray spectrometry. J. Environ. Radioact., 1999, Vol. 45, P. 235–252.
20. Saito, K., Jacob, P. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. Radiat. Prot. Dosimetry, 1995, Vol. 58, P. 29–45.
21. Centr sovremennykh psihotekhnologij. Skripty matematicheskikh raschetov [Center of modern pshychotechnologies. Codes for the Automatic Calculations]. Available at: <http://psytechcenter.ru/lib/scriptstat/>. (accessed 22.02.2015).
22. Laedermann, J.-P., Byrde, F., Murith, C. In-situ gamma-ray spectrometry: the influence of topography on the accuracy of activity determination. J. Environ. Radioact., 1998, Vol. 38, P. 1–16.
23. Gering, F., Kiefer, P., Fesenko, S., Voigt, G. In situ gamma-ray spectrometry in forests: determination of kerma rate in air from ^{137}Cs . J. Environ. Radioact., 2002, Vol. 61, P. 75–89.
24. Roed, J. [et al.]. Triple digging – a simple method for restoration of radioactively contaminated urban soil areas. J. Environ. Radioact., 1999, Vol. 45, P. 173–183.
25. Helfer, I. K., Miller, K.M. Calibration factors for Ge detectors used for field spectrometry. Health Phys., 1988, Vol. 55, P. 15–29.
26. Ramzaev, V. [et al.]. Radiocesium fallout in the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011. J. Environ. Radioact., 2013, Vol. 118, P. 128–142.

• **Ramzaev Valeriy P., Golikov Vladislav Yu. Svravnenie raschetnyh i izmerennyh znachenij moshhnosti kermy v vozduhe nad pochvoj, zagraznennoj ^{137}Cs [A comparison of measured and calculated values of air kerma rates from ^{137}Cs in soil]. Radiacionnaja gigiena – Radiation Hygiene, 2015, Vol. 8, №4, pp. 42-51.**