DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-37-46
УДК: 614.876(571.64):621.039.586(521.16)

Корреляция между расчетными и измеренными значениями мощности дозы гамма–излучения в воздухе в лесах, загрязненных ^{137}Cs: отдаленный период после Чернобыльской аварии

В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский

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 2015–2016 гг. было обследовано 13 лесных и 7 целинных луговых участков, расположенных на территории юго-западных районов Брянской области. Целью работы являлась экспериментальная проверка возможности использования метода расчета мощности дозы гамма-излучения в воздухе в радиоактивно загрязненных лесах на отдаленном этапе после Чернобыльской аварии. По результатам гамма-спектрометрического анализа проб почвы, отобранных на участках, были установлены и опубликованы значения запаса и вертикального распределения ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое. Эти данные были использованы для вычисления мощности воздушной кермы с применением метода, заимствованного из литературы. Кроме того, в местах отбора проб почвы была измерена мощность амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения в воздухе, и с помощью полевого гамма-спектрометра-дозиметра был определен вклад ^{137}Cs в общую мощность дозы. Измеренные значения мощности амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs положительно и статистически значимо коррелировали с расчетными значениями мощности воздушной кермы. Коэффициент корреляции Спирмена был равен 0,989 ($P < 0,01$) для локации «Лес» и 0,893 ($P < 0,05$) для локации «Луг». Статистически значимых различий между локациями «Лес» и «Луг» при анализе соотношения измеренных и расчетных значений мощности дозы выявлено не было (тест Манна – Уитни, $P > 0,05$). Результаты настоящей работы показывают, что при вычислении мощности дозы гамма-излучения в воздухе в лесу на отдаленном этапе после Чернобыльской аварии достаточно знать величину запаса ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы и подробную картину вертикального распределения радионуклида в этом слое. Присутствием древесной биомассы можно пренебречь. Такая оценка мощности дозы является консервативной. Однако степень завышения мощности дозы в воздухе будет невелика – в пределах +10%, что вполне приемлемо для определения дозы внешнего облучения человека при его нахождении в радиоактивно загрязненном лесу.

Ключевые слова: *лес, луг, почва, ^{137}Cs, воздушная керма, амбиентный эквивалент дозы.*

Введение

В результате Чернобыльской аварии существенному загрязнению радионуклидами цезия (^{137}Cs и ^{134}Cs) подверглись весьма обширные лесные территории Европы [1]. В начальный период времени после выпадений значительная часть радиоцезия в лесах была связана с надземной биомассой древесных растений [1, 2]. В хвойных лесах до 90% выпавших радионуклидов изначально могло удерживаться кроной деревьев [1, 3, 4]. Остальная часть радионуклидов выпадала непосредственно на почву и подлесок. Сходное распределение радиоактивного цезия в лесах Японии было отмечено после Фукусимской аварии [5, 6]. Такую сложную геометрию источника излучения необходимо учитывать при его моделировании для оценки дозы внешнего облучения человека в случае его пребывания в радиоактивно загрязненном лесу [7].

Со временем в лесных экосистемах проходит существенное перераспределение активности в пользу почвы [1, 3], которая в отдаленный период времени (годы – десятилетия) после выпадений является основным источником гамма-излучения в загрязненном лесу [7, 8]. По разным оценкам, надземная биомасса деревьев может содержать от 2 до 20% общего запаса радиоцезия в лесной экосистеме [1, 3, 9, 10]. Экспериментальным и расчетным путем установлено, что радиоцезий, находящийся в надземной части древесных растений, в этот период дает крайне незначительный вклад в общий поток гамма-квантов в воздухе – в пределах нескольких процентов [8, 11]. Вместе с тем, с помощью модельных расчетов показано, что в общем случае надземная биомасса деревьев ослабляет и рассеивает поток гамма-квантов от источника, находящегося в почве [7, 8, 12]. Выраженность

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

этого эффекта зависит не только от плотности биомассы, но и от глубины залегания источника гамма-излучения в почве.

Отчетливое доминирование радиоцезия, находящегося в почве, в формировании гамма-поля излучения в воздухе в лесу на отдаленном этапе после выпадений теоретически позволяют использовать упрощенную модель для вычисления мощности дозы в воздухе. При этом расчет может вестись тем же методом, что и для условий открытой местности (луг, поле), т.е. лишь на основе знаний о вертикальном распределении радионуклидов в почве [13].

Цель исследования – экспериментальная проверка возможности использования одного из опубликованных методов расчета мощности дозы гамма-излучения в воздухе в радиоактивно загрязненных лесах спустя 30 лет после Чернобыльской аварии.

Задачи исследования:

– вычислить мощность кермы в воздухе на открытой местности (целинные луга) и в лесах, используя опубликованные экспериментальные данные о вертикальном распределении ^{137}Cs в почве;

– с помощью полевого гамма-спектрометра-дозиметра измерить мощность амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения в воздухе в местах отбора проб почвы;

– оценить вклад природной и техногенной компоненты в мощность амбиентного эквивалента дозы;

– определить соотношения между расчетным значением мощности воздушной кермы и измеренным значением мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения ^{137}Cs на открытой местности и в лесу.

Материалы и методы

Места обследования

Места обследования расположены в Брянской области России, в Новозыбковском, Клинцовском, Злынковском и Красногорском районах, наиболее загрязненных в результате Чернобыльской аварии. Географические координаты и условные названия 13 лесных и 7 луговых площадок приведены в таблице 1. Там же даны даты обследования.

Таблица 1

Средняя глубина миграции ^{137}Cs в почве (Z_{Cs}), запас ^{137}Cs в почве (A_{Cs}), суммарная мощность амбиентного эквивалента дозы ($ADER_{reading}$) и мощность амбиентного эквивалента дозы от терригенных радионуклидов ($ADER_{TRN}$) на луговых и лесных участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.

[Table 1

^{137}Cs mean migration depth in soil (Z_{Cs}), ^{137}Cs inventory in soil (A_{Cs}), total ambient dose equivalent rate ($ADER_{reading}$) and the ambient dose equivalent rate due to terrestrial radionuclides ($ADER_{TRN}$) at the forest and meadow plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]

Дата [Date]	Код участка [Code of plot]	Географические координаты [Geographic coordinates]		Z_{Cs} (г/см^2, в.в.)* [Z_{Cs} (g/cm^2, w.w.)*]	A_{Cs} (кБк/м^2)* [A_{Cs} (kBq/m^2)*]	$ADER_{reading}$ (нЗв/ч) [$ADER_{reading}$ (nSv/h)]	$ADER_{TRN}$ (нЗв/ч) [$ADER_{TRN}$ (nSv/h)]
		° с.ш. [Latitude, °N]	° в.д. [Longitude, °E]				
Лес [Forest]							
17.08.2015	Zab-f-1	53,09012	31,72160	2,83	1940	2730	23
17.08.2015	Zab-f-2	53,08391	31,69261	2,73	1350	2330	28
18.08.2015	Yal-fo	52,87696	31,63991	2,05	392	644	23
18.08.2015	NB-f-b	52,65158	31,74611	2,77	776	950	28
19.08.2015	Bab-fo	52,63519	31,60459	4,36	937	1570	21
19.08.2015	Gri-fo	52,58749	31,76524	2,58	506	764	22
20.08.2015	Kho-fo	52,42519	32,22504	3,96	185	251	15
20.08.2015	Dem-f-p	52,49791	31,87156	4,26	420	669	15
21.08.2015	Vep-f-C	52,68639	31,94329	2,76	515	922	21
22.08.2015	Mur-f-ol	52,47046	31,78855	2,52	693	1020	19
23.08.2015	Pes-f-1	52,87385	32,20709	3,47	42.4	87	17
23.08.2015	Pes-f-2	52,88914	32,19037	2,83	50.9	102	19
25.08.2015	Mam-fo	52,49920	32,00962	6,35	446	461	27
Луг [Grassland]							
24.08.2015	Mur-1	52,48168	31,78533	2,48	685	1050	20
24.08.2015	Dem-Ind	52,49743	31,88307	2,98	596	833	22
24.08.2015	Vep-Ush	52,71290	31,89801	5,11	628	708	22
25.08.2015	Mur-2	52,48188	31,78535	2,46	681	1050	20
13.06.2016	Bab-Gol	52,64270	31,59573	7,93	1240	1230	26
13.06.2016	Bab-Hig	52,63822	31,60305	2,20	1300	1800	29
03.08.2016	Bab-wel	52,64295	31,59535	7,04	1080	1120	28

* – приводится по данным работы [17].
[* – as reported in [17].]

На 11 лесных площадках доминирующим видом деревьев была сосна. В 2 случаях лес был смешанным – сосна и береза (участки Dem-f-p и Mam-fo). Возраст деревьев, в основном, находился в диапазоне от 40 до 70 лет. Луговые целинные площадки не подвергались перепашке после Чернобыльской аварии. Почвенный покров представлен легкими дерново-подзолистыми песчаными и супесчаными почвами. На всех лугах травяной покров был весьма развит, в особенности на участках Bab-Hig и Dem-Ind. На площадке Mur-1, помимо травянистых растений, присутствовала молодая поросль сосны (самосев). На 2 лесных площадках (Dem-f-p и Mam-fo) поверхность почвы отличалась регулярной волнистостью, что было связано с технологией посадки саженцев деревьев в прошлом (до аварии).

Полевые измерения и обработка гамма–спектров

Работы проводили на горизонтальных площадках размером примерно 10×10 м. На этапе выбора площадок были выполнены предварительные измерения пространственного распределения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения (ADER) на высоте 1 м. Для этого использовали дозиметр ДКС АТ-1121 (Атомтех, Беларусь). Измерения проводили в 7 точках: 1 точка в центре площадки, 3 точки в вершинах равнобедренного треугольника со стороной 2 м и 3 точки в вершинах равнобедренного треугольника со стороной 7,5 м (схема представлена в [14]). Статистическая ошибка одного измерения ADER была менее 10% (95% вероятность). Различия между максимальным и минимальным значением ADER в пределах площадки не превышали 30% и в среднем равнялись 15% (лес) и 13% (луг). Коэффициент вариации (отношение стандартного отклонения к средней величине) значений ADER был низким – в пределах 9% (в среднем 4,9% в лесу и 4,6% на лугу). Отмеченная вариабельность в значительной мере была связана со статистической погрешностью индивидуальных измерений.

Основные измерения ADER и запись полевых спектров проводили в центре площадок с использованием портативного гамма-спектрометра-дозиметра МКС АТ-6101Д (Атомтех, Беларусь). Спектрометр размещали на алюминиевом треножнике на высоте 1 м над поверхностью земли (подробное описание и иллюстрации приведены в [15, 16]). В лесу треногу устанавливали на расстоянии более 2 м от ближайшего дерева. Продолжительность набора спектров находилась в диапазоне от 720 с до 4460 с (средняя = 2500 с). При такой продолжительности экспозиции статистическая погрешность измерений общей мощности амбиентного эквивалента дозы ($ADER_{reading}$) не превышала 2% (95% вероятность).

Обработку полевых (*in situ*) спектров и раздельное определение техногенного ($ADER_{Cs\text{-}tot}$ от источника ^{137}Cs–^{137m}Ba) и природного ($ADER_{TRN}$ от терригенных радионуклидов) компонентов ADER проводили в соответствии с методом, изложенным в [15]. Вычисление мощности дозы ($ADER_{Cs\text{-}prim}$), определяемой первичными, т.е. нерассеянными гамма-квантами ^{137}Cs, проводили по методике, приведенной в [16]. Статистическая погрешность вычисления $ADER_{Cs\text{-}tot}$ и $ADER_{Cs\text{-}prim}$ в среднем не превышала 2%; для $ADER_{TRN}$ эта погрешность находилась в диапазоне от 6 до 16%, при среднем значении 11%. На основе полученных значений $ADER_{Cs\text{-}prim}$ и $ADER_{Cs\text{-}tot}$ был рассчитан дозовый фактор накопления (BUF_{Cs}, безразмерная величина), который равен отношению $ADER_{Cs\text{-}tot}$ в точке детектирования к $ADER_{Cs\text{-}prim}$ в той же точке. Величина фактора накопления, с одной стороны, отражает ослабляющие свойства окружающей среды в отношении первичных фотонов, а с другой – позволяет говорить о степени уменьшения средней энергии поля фотонов по сравнению с энергией первичных фотонов. Ранее результаты определения ADER на 17 площадках, обследованных в 2015 г., были использованы для оценки влияния присутствия оператора на значение ADER [16]. Поэтому в настоящем исследовании численные данные по ADER для этих площадок приводятся в соответствии с приложением 2 к работе [16].

Исходные данные по распределению ^{137}Cs в почве

Исходные данные по распределению ^{137}Cs в почве для вычисления мощности воздушной кермы (KR_{Cs}) на обследованных участках были взяты из работы [17]. В этом исследовании отбор проб почвы до глубины 20 см проводили в 7 точках, выбранных на этапе предварительной оценки ADER. Керны почвы были разрезаны на горизонтальные слои толщиной по 2 см. По результатам взвешивания была определена глубина пробоотбора в терминах массовой толщины (г/см^2, влажный вес) для отдельных слоев и керна в целом. Массовая толщина всего керна варьировала от 26,7 до 31,5 г/см^2 и в среднем равнялась 29,3 г/см^2 в лесу и 29,8 г/см^2 на лугу. Влажность почвы была крайне низкой – в среднем около 4%, т.к. во всех случаях отбор проб был проведен в засушливый период. Удельная активность ^{137}Cs в пробах сухой почвы (n = 200) варьировала от 6,35 Бк/кг до 83 300 Бк/кг при среднем значении 4550 Бк/кг. Для вычисления KR_{Cs} значения удельной активности ^{137}Cs в каждой пробе, приведенные по сухому весу в работе [17], были пересчитаны на сырой (исходный) вес с использованием показателя содержания влаги в соответствующей пробе. Общий запас ^{137}Cs в 20-сантиметровом слое почвы (A_{Cs}) находился в диапазоне от 42 до 1940 кБк/м^2 (см. табл. 1). И в лесу, и на лугу верхние 5 слоев почвы (глубина 0–10 см) в среднем содержали около 94% запаса ^{137}Cs. Средняя глубина миграции ^{137}Cs в почве была небольшой для столь отдаленного периода времени после выпадений – около 3,3 г/см^2 в лесу и 4,3 г/см^2 на лугу (см. табл. 1).

Расчет мощности воздушной кермы от ^{137}Cs в почве

При расчете мощности кермы в воздухе ($KR_{Cs\text{-}tot}$) на высоте 1 м над поверхностью земли от источника ^{137}Cs в почве мы использовали метод, разработанный Golikov et al. [7] специально для лесной экосистемы. В соответствии с моделью [7] предполагалось, что в пределах каждого слоя почвы активность ^{137}Cs распределена равномерно. Сам слой представлял собой горизонтальный плоский источник. В расчетах Golikov et al. [7] был использован следующий элементный состав почвы: Si – 26,2%, Al – 8,5%, Fe – 5,6%, H – 2,2%, O – 57,5%. Учитывалось и присутствие надземной древесной биомассы, состоящей на 27% из C, на 63,9% – из O, на 8,6% – из H, на 0,13% – из Ca и на 0,18% – из других химических элементов. Выведенная Golikov et al. [7] формула для расчета воздушной кермы имеет вид:

$$KR_{Cs-tot} = 3.6 \times \sum_i X_i \times \{\frac{a_1}{a_3} \times \exp((a_4 - a_2) \times p) \times$$
$$\times \exp(-a_3 \times \exp(-a_4 \times p) \times z_{i-1}) \times$$
$$\times [1 - \exp(-a_3 \times \exp(-a_4 \times p) \times (z_i - z_{i-1}))] +$$
$$+ \frac{a_5}{a_6} \times \exp(-a_6 \times z_{i-1}) \times [1 - \exp(-a_6 \times (z_i - z_{i-1}))]\} \quad (3)$$

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

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

z_i – массовая глубина (г/см^2) нижней границы *i*-го слоя почвы;

p – плотность надземной биомассы в лесу (кг/м^3);

a_1, a_2, a_3, a_4, a_5, a_6 – эмпирические безразмерные коэффициенты, равные 3,39, 0,094, 0,492, 0,051, 2,38, 0,0723 соответственно.

Данная модель и метод вычисления могут быть применены для определения мощности кермы в воздухе не только для лесных, но и для открытых земляных площадок. В этом случае для луговых площадок (и лесных площадок в предположении отсутствия надземной древесной биомассы) значение *p* принимается равным 0. Ранее данная модель и метод расчета были верифицированы для открытой местности в Брянской области с использованием альтернативного метода вычислений [18] и результатов непосредственных измерений мощности поглощенной дозы в воздухе [19].

Статистический анализ

Статистическая обработка результатов измерений и расчетов включала в себя вычисление медианы, средней, стандартного отклонения. Различия между группами оценивали с использованием непараметрического критерия Манна – Уитни. Различия считали статистически значимыми при $P < 0,05$. Взаимосвязи между показателями исследовали с помощью непараметрического коэффициента ранговой корреляции Спирмена (R_{Sp}).

Результаты и обсуждение

Измеренная мощность амбиентного эквивалента дозы

Измеренные значения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения ($ADER_{reading}$) находились в диапазоне от 87 до 2730 нЗв/ч (см. табл. 1). Между $ADER_{reading}$ и A_{Cs} (см. табл. 1) наблюдалась довольно жесткая положительная взаимосвязь (рис. 1). Коэффициент корреляции R_{Sp} был равен 0,978 ($P < 0,01$) в лесу и 0,964 ($P < 0,01$) на лугу.

Мощность дозы, обусловленная терригенными радионуклидами ($ADER_{TRN}$), варьировала от 15 до 29 нЗв/ч (см. табл. 1). Вклад терригенных радионуклидов в значения $ADER_{reading}$ и в лесу, и на лугу был незначительным – в среднем около 3%. Результаты измерения $ADER_{Cs\text{-}prim}$ и $ADER_{Cs\text{-}tot}$ приведены в таблице 2. Вклад нерассеянных гамма-квантов ^{137}Cs в общую измеренную мощность амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs ($ADER_{Cs\text{-}tot}$) в лесу и на лугу был примерно одинаков: в среднем 54% и 52% соответственно. Медианные значения в обоих случаях были равны 55%. Соответственно, не было различий ($P > 0,05$) между локациями и по показателю дозового фактора накопления BUF_{Cs}. Отсутствие различий между локациями в отношении BUF_{Cs} позволяет говорить о том, что в первом приближении средняя энергия фотонов в спектрах гамма-излучения в лесу и на лугу одинаковы.

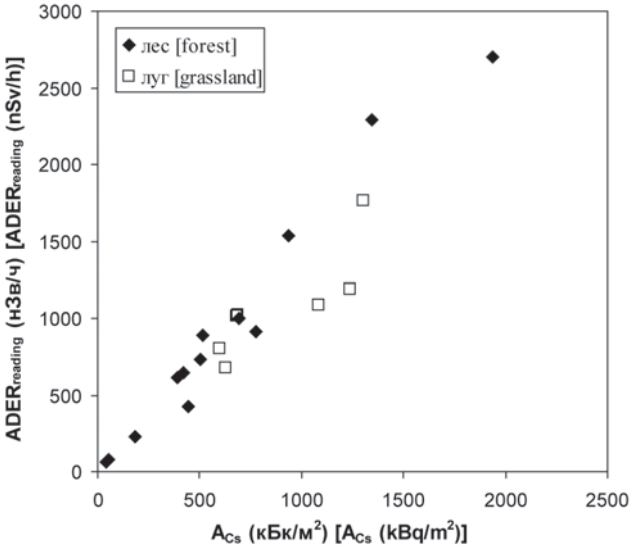

Рис. 1. Соотношение между экспериментально установленным [17] запасом ^{137}Cs в верхних 20 см почвы (A_{Cs}) и измеренной мощностью амбиентного эквивалента дозы ($ADER_{reading}$) на 13 лесных и 7 луговых площадках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.

[**Fig. 1.** Relationship between experimentally determined [17] ^{137}Cs inventory in the top 20 cm of soil (A_{Cs}) and measured ambient dose equivalent rate ($ADER_{reading}$) at 13 forest and 7 grassland plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]

Мощность воздушной кермы в отсутствие надземной биомассы

Вначале расчет мощности воздушной кермы от содержащегося в почве ^{137}Cs был проведен для условий, когда над поверхностью почвы биомасса отсутствовала. Результаты вычисления представлены в таблице 2. Значения $KR_{Cs\text{-}tot}$ находились в диапазоне от 52 до 2300 нГр/ч. Для сухой почвы вычисленные значения мощности воздушной кермы были в среднем на 3% больше, чем таковые для влажной почвы.

В лесу в среднем около 84% $KR_{Cs\text{-}tot}$ определялось запасом ^{137}Cs, содержавшимся в верхнем 4-сантиметровом слое почвы. Почти 99% $KR_{Cs\text{-}tot}$ было ассоциировано с ^{137}Cs, распределенным в верхних 10 см. На лугу эти показатели были несколько меньшими – 76% и 98% соответственно.

Влияние древесной биомассы на мощность кермы в воздухе

Для определения влияния древесной растительности на результирующую мощность воздушной кермы в лесу мы выбрали значения плотности биомассы (*p*), равные 1, 2 и 4 кг/м^3. Значения 1 и 2 кг/м^3 использовались в расчетах в работе Golikov et al. [7], хотя плотность биомассы могла в исключительных случаях достигать величины 5 кг/м^3. Кроме того, мы учли тот факт, что экспериментально установленные значения плотности биомассы в лесах [8] находились в диапазонах 1–2 кг/м^3 на территории Брянской области и 2–4 кг/м^3 на загрязненной территории Украины.

Таблица 2

Измеренная (на основе результатов гамма-спектрометрии *in situ*) мощность амбиентного эквивалента дозы в воздухе ($ADER_{Cs}$) и рассчитанная (на основе результатов анализа проб почвы *ex situ*) мощность кермы в воздухе (KR_{Cs}) от ^{137}Cs на лесных и луговых участках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.

[Table 2

Measured (based on results of *in situ* gamma-spectrometry) ambient dose rate equivalent rate in air ($ADER_{Cs}$) and calculated (based on results of soil samples analysis *ex situ*) air kerma rate (KR_{Cs}) due to ^{137}Cs at the forest and grassland plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]

Код участка [Plot code]	$ADER_{Cs\text{-}prim}$ (нЗв/ч) [$ADER_{Cs\text{-}prim}$ (nSv/h)]	$ADER_{Cs\text{-}tot}$ (нЗв/ч) [$ADER_{Cs\text{-}tot}$ (nSv/h)]	Вклад $ADER_{Cs\text{-}prim}$ в $ADER_{Cs\text{-}tot}$ (%) [Input of $ADER_{Cs\text{-}prim}$ to $ADER_{Cs\text{-}tot}$ (%)]	BUF_{Cs}	$KR_{Cs\text{-}tot}$ (нГр/ч)* [$KR_{Cs\text{-}tot}$ (nGy/h)*]	$ADER_{Cs\text{-}tot}$/ $KR_{Cs\text{-}tot}$ (Зв/Гр) [$ADER_{Cs\text{-}tot}$/ $KR_{Cs\text{-}tot}$ (Sv/Gy)]
Лес (n = 13) [Forest (n = 13)]						
Zab-f-1	1430	2700	53	1,89	2300	1,17
Zab-f-2	1250	2300	54	1,84	1830	1,25
Yal-fo	341	613	56	1,80	563	1,09
NB-f-b	499	914	55	1,83	977	0,94
Bab-fo	799	1540	52	1,92	1090	1,42
Gri-fo	410	734	56	1,79	669	1,10
Kho-fo	118	228	52	1,93	189	1,21
Dem-f-p	321	646	50	2,02	458	1,41
Vep-f-C	499	893	56	1,79	681	1,31
Mur-f-ol	583	997	58	1,71	958	1,04
Pes-f-1	34,1	62,3	55	1,83	52,8	1,18
Pes-f-2	43,2	75,0	58	1,74	66,7	1,13
Mam-fo	208	426	49	2,04	377	1,13
Медиана [Median]	410	734	55	1,83	669	1,17
Средняя [Mean]	502	932	54	1,86	785	1,18
С.о. [SD]	432	807	3	0,10	665	0,14
Луг (n =7) [Grassland (n = 7)]						
Mur-1	575	1020	56	1,78	878	1,17
Dem-Ind	456	803	57	1,76	682	1,18
Vep-Ush	329	678	49	2,06	532	1,27
Mur-2	558	1020	55	1,83	862	1,18
Bab-Gol	535	1190	45	2,23	903	1,32
Bab-Hig	1000	1770	57	1,76	1680	1,05
Bab-wel	488	1080	45	2,22	828	1,31
Медиана [Median]	535	1020	55	1,83	862	1,18
Средняя [Mean]	563	1080	52	1,95	910	1,21
С.о. [SD]	210	348	5	0,21	366	0,10

$ADER_{Cs\text{-}prim}$ – мощность дозы, обусловленная первичными фотонами с энергией 662 кэВ от ^{137}Cs–^{137m}Ba;
$ADER_{Cs\text{-}tot}$ – мощность дозы, обусловленная всеми фотонами от ^{137}Cs–^{137m}Ba;
$KR_{Cs\text{-}tot}$ – мощность воздушной кермы, обусловленная всеми фотонами от ^{137}Cs–^{137m}Ba (для влажной почвы);
BUF_{Cs} – дозовый фактор накопления;
* – рассчитано в предположении, что надземная биомасса отсутствует;
С.о. – стандартное отклонение.
[$ADER_{Cs\text{-}prim}$ – air dose rate due to the primary 662 keV photons from ^{137}Cs–^{137m}Ba;
$ADER_{Cs\text{-}tot}$ – air dose rate due to all photons from ^{137}Cs–^{137m}Ba;
$KR_{Cs\text{-}tot}$ – air kerma rate due to all photons from ^{137}Cs–^{137m}Ba (for wet soil);
BUF_{Cs} – ambient dose equivalent build-up factor;
* – calculated under the assumption that the aboveground biomass is absent;
SD – standard deviation.]

Расчеты показали (табл. 3), что присутствие деревьев могло снизить мощность воздушной кермы на 1,6–12,1%. Средняя величина снижения KR_{Cs} практически прямо пропорционально увеличивалась с нарастанием биомассы: 2,7% (p = 1 кг/м^3), 5,3% (p = 2 кг/м^3) 10,0% (p = 4 кг/м^3). Между степенью снижения кермы в воздухе и средней глубиной миграции ^{137}Cs в почве была обнаружена статистически значимая негативная корреляция (R_{Sp} = –0,839, P < 0,01; n = 13).

Таблица 3

Расчетное снижение мощности кермы в воздухе от источника ^{137}Cs в почве за счет надземной биомассы на лесных участках (n = 13), обследованных в Брянской области в 2015 г.

[Table 3

Estimated reduction of the air kerma from the ^{137}Cs source in the ground by the above-ground biomass at forest plots (n = 13) surveyed in the Bryansk region in 2015]

Параметр [Parameter]	Уменьшение кермы (%) при плотности биомассы: [Kerma decrease (%) at the biomass density of:]		
	1 кг/м^3 [1 kg/m^3]	2 кг/м^3 [2 kg/m^3]	4 кг/м^3 [4 kg/m^3]
Минимум [Minimum]	1,6	3,1	6,0
Максимум [Maximum]	3,3	6,5	12,1
Медиана [Median]	3,0	5,8	10,9
Средняя [Mean]	2,7	5,3	10,0
С.о. [SD]	0,6	1,1	2,0

С.о. – стандартное отклонение.
[SD – standard deviation].

Взаимосвязь между $ADER_{Cs}$ и KR_{Cs}

Измеренные значения мощности дозы гамма-излучения ^{137}Cs ($ADER_{Cs\text{-}tot}$) положительно и статистически значимо коррелировали с расчетными значениями $KR_{Cs\text{-}tot}$. Коэффициент корреляции был равен 0,989 (P < 0,01) для локации «Лес» и 0,893 (P < 0,05) для локации «Луг». Соотношения между измеренными и вычисленными значениями мощности дозы гамма-излучения ^{137}Cs в воздухе в лесу и на лугу графически представлены на рисунке 2. Индивидуальные значения отношения $ADER_{Cs\text{-}tot}$ к $KR_{Cs\text{-}tot}$ в лесу колебались от 0,94 до 1,42 Зв/Гр (см. табл. 2) при средней величине 1,18 Зв/Гр. Диапазон колебаний отношения $ADER_{Cs\text{-}tot}$ к $KR_{Cs\text{-}tot}$ на лугу был несколько меньшим – от 1,05 до 1,32 Зв/Гр. Среднее значение составило 1,21 Зв/Гр. Статистически значимых различий между локациями «Лес» и «Луг» при анализе соотношения измеренных и расчетных значений мощности дозы выявлено не было (P > 0,05).

Соотношение между амбиентным эквивалентом дозы (ADE) и воздушной кермой (K) зависит от энергии фотонов (см.: Table A.21. в документе No. 74 ICRP [20] и Fig.1 в работе [21]). В частности, при уменьшении энергии фотона с 800 кэВ до 60 кэВ отношение ADE к K увеличивается с 1,19 до 1,74 Зв/Гр. Теоретическое значение коэффициента перехода от K к ADE равно приблизительно 1,20 Зв/Гр для фотонов с энергией 662 кэВ [20, 21]. Для гамма-поля, которое формируется от источника ^{137}Cs, находящегося в почве и в надземной растительности, средняя энергия гамма-излучения всегда меньше, чем энергия первичных гамма-квантов ^{137}Cs–^{137m}Ba [21]. Отношение ADE/K в этом случае, напротив, превышает значение 1,20 Зв/Гр. В частности, в 2009 г. для луговых экосистем среднее значение отношения измеренной $ADER_{Cs\text{-}tot}$ к измеренной мощности поглощенной дозы в воздухе (равна мощнос-

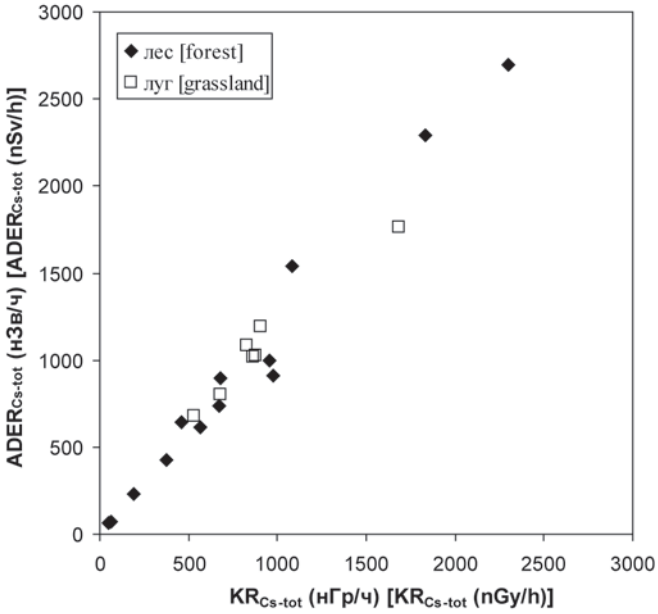

Рис. 2. Соотношение между вычисленной мощностью воздушной кермы ($KR_{Cs\text{-}tot}$) от ^{137}Cs в почве (на влажный вес) и измеренной мощностью амбиентного эквивалента дозы от ^{137}Cs ($ADER_{Cs\text{-}tot}$) на 13 лесных и 7 луговых площадках, обследованных в Брянской области в 2015–2016 гг.

[**Fig. 2.** Relationship between calculated air kerma rate ($KR_{Cs\text{-}tot}$) from ^{137}Cs in soil (on wet weight basis) and measured ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs ($ADER_{Cs\text{-}tot}$) at 13 forest and 7 grassland plots surveyed in the Bryansk region in 2015–2016]

ти воздушной кермы, $KR_{Cs\text{-}tot}$, при условии электронного равновесия) было равно 1,23 Зв/Гр [21]. Близкие значения (1,24–1,26 Зв/Гр) приводят Saito and Petoussi-Henss [22] на основе вычислений K и ADE от источника ^{137}Cs, вертикальное распределение которого в почве описывается негативной экспоненциальной зависимостью. В нашем исследовании отношение $ADER_{Cs\text{-}tot}$ к $KR_{Cs\text{-}tot}$ для открытой местности (луг) в среднем было равно 1,21 Зв/Гр. Это соотношение между амбиентным эквивалентом дозы и воздушной кермой для открытой местности на несколько процентов меньше, чем то, которое можно ожидать согласно теоретическим выкладкам [20] и результатам других экспериментальных работ [21, 22]. В лесу отношение $ADER_{Cs\text{-}tot}$ к $KR_{Cs\text{-}tot}$ (1,18 Зв/Гр) были меньше примерно на 2% по сравнению с таковым на лугу (см. табл. 2). Однако разница между локациями «Луг» и «Лес» не являлась статистически значимой. Отсутствие статистически значимых различий между локациями «Лес» и «Луг» могло быть связано с присутствием ^{137}Cs в лесной биомассе, что оказывало компенсирующее влияние на ослабление потока фотонов в воздухе самой биомассой. Кроме того, при расчете воздушной кермы на лугу мы не учитывали присутствие травяной растительности над поверхностью почвы. Показано, что в отдаленный период после выпадений радиоактивного цезия развитый травяной покров (плотность биомассы = 1,5 кг/м^2) ослабляет $KR_{Cs\text{-}tot}$ примерно на 2% [23]. Добавим, что во время полевого обследования как лесных, так и луговых площадок мы отмечали присутствие неровностей на поверхности почвы. Это является дополнительным фактором [24], который приводит к уменьшению потока фотонов в воздухе на реальных участках по сравнению с идеально плоской земляной поверхностью, для которой проводился расчет $KR_{Cs\text{-}tot}$ в настоящем исследовании и в работе Saito and Petoussi-Henss [22].

Обнаруженный разброс индивидуальных значений отношения $ADER_{Cs\text{-}tot}/KR_{Cs\text{-}tot}$ (до ±(19–25)% от средней) мог быть связан, прежде всего, с неопределенностью результатов измерения запаса ^{137}Cs на площадках и вычисления результирующей мощности кермы в воздухе без учета влияния надземной биомассы. Вариабельность содержания воды в почве оказывала небольшое влияние на неопределенность вычислений. Однако отметим, что в целом при этом имелся систематический сдвиг в сторону занижения кермы. В модели [7] содержание воды в почве равнялось 20%. В реальности влажность почвы была значительно ниже – в пределах 6% [17]. Занижение расчетной кермы могло составить при этом 1–2%, т.к. в воде интенсивность потока фотонов ослабляется в 1,11 раз больше, чем в высушенной почве [23, 25].

Плотность биомассы в настоящей работе экспериментально не определялась, однако это тоже является существенным фактором, вносящим неопределенность в соотношение между кермой и амбиентным эквивалентом дозы (см. табл. 3; см. также Fig. 3 в [7]). Вместе с тем, ранее другими авторами было показано, что при заглублении ^{137}Cs в почву ослабляющее влияние биомассы на мощность дозы гамма-излучения заметно снижается [7, 8, 12]. Наши расчеты, проведенные для распределений ^{137}Cs в почве на конкретных 13 лесных площадках, подтверждают данный вывод. Поэтому по мере удаления от момента выпадений с учетом естественной вертикальной миграции радионуклидов в почве влияние надземной биомассы на результаты расчетов мощности дозы в воздухе будет уменьшаться. Собственно измерение мощности дозы гамма-излучения *in situ* привносило неопределенность в вычисления отношения $ADER_{Cs\text{-}tot}/KR_{Cs\text{-}tot}$ на уровне нескольких процентов.

Наши результаты, свидетельствующие об отсутствии принципиальных различий между локациями «Луг» и «Лес» в части соотношения между расчетными и измеренными значениями мощности дозы гамма-излучения в воздухе, в целом согласуются с аналогичными данными, которые были получены в работе В.П. Рамзаева и В.Ю. Голикова [19] при обследовании радиоактивно загрязненных лугов и лесов в Брянской области в 2010 г. В работе [19] авторы использовали сведения о вертикальных распределениях ^{137}Cs в 20-сантиметровых кернах почвы. Отметим, что в работе [19] была измерена мощность поглощенной дозы в воздухе ($DR_{Cs\text{-}tot}$, нГр/ч), а не $ADER_{Cs\text{-}tot}$, как это было в нашем случае. Для больших открытых луговых площадок (n = 19) было обнаружено, что измеренная $DR_{Cs\text{-}tot}$ была в среднем на 7% меньше, чем вычисленная $KR_{Cs\text{-}tot}$ от ^{137}Cs в почве. В лесах (n = 5) эта разница составила 11% (вычислено нами по данным таблицы 2 из работы [19]). Приблизительно 4% разница между локациями «Лес» и «Луг» не является статистически значимой ($P > 0,05$). Сопоставление результатов исследований 2010 г. [19] и 2015–2016 гг. указывает на то, что при вычислении мощности дозы гамма-излучения в воздухе в лесу с использованием модели [7] и выражения (1) на отдаленном этапе после Чернобыльской аварии достаточно знать величину запаса ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы и подробную картину вертикального распределения радионуклида в этом слое. Присутствием радиоактивно загрязненной надземной древесной биомассы можно пренебречь (значение *p* в выражении (1) принимается равным 0). Такая оценка мощности дозы является консервативной. Однако степень консервативности невелика – в среднем в пределах +10%. Для лугов расчетная доза гамма-излучения в воздухе от источника ^{137}Cs, расположенного в почве, будет на 5–7% выше, чем реально измеренная с помощью полевого гамма-спектрометра.

Выводы

1. На 13 лесных и 7 луговых целинных площадках, обследованных в юго-западных районах Брянской области спустя 30 лет после Чернобыльской аварии, измеренные значения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения в воздухе находились в диапазоне от 87 до 2730 нЗв/ч. ^{137}Cs являлся доминирующим источником гамма-излучения; вклад природных радионуклидов в мощность дозы был равен в среднем 3%.

2. Ранее опубликованные данные о запасе и вертикальном распределении ^{137}Cs в почве на обследованных площадках были использованы для вычисления мощности воздушной кермы с применением метода расчета, заимствованного из литературы. Расчетные значения воздушной кермы статистически значимо коррелировали с измеренными значениями мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения ^{137}Cs. Коэффициент корреляции был равен 0,989 ($P < 0,01$) для локации «Лес» и 0,893 ($P < 0,05$) для локации «Луг». Статистически зна-

чимых различий между локациями «Лес» и «Луг» при анализе соотношения измеренных и расчетных значений мощности дозы выявлено не было (P > 0,05).

3. Измеренные значения мощности амбиентного эквивалента дозы гамма-излучения в воздухе и запаса ^{137}Cs в почве строго коррелировали между собой. Ранговый коэффициент корреляции Спирмена был равен 0,978 (P < 0,01) в лесу и 0,964 (P < 0,01) на лугу.

4. При вычислении мощности дозы гамма излучения в воздухе в лесу на отдаленном этапе после Чернобыльской аварии достаточно знать величину запаса ^{137}Cs в верхнем 20-сантиметровом слое почвы и подробную картину вертикального распределения данного радионуклида в этом слое. Присутствием надземной древесной биомассы можно пренебречь. Такая оценка является консервативной. Однако степень завышения мощности дозы в воздухе будет невелика – в пределах +10%, что вполне приемлемо для корректного определения дозы внешнего облучения человека при его нахождении в радиоактивно загрязненном лесу.

Благодарность

Авторы выражают благодарность Варфоломеевой Ксении Владимировне (ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева) за помощь на этапе проведения полевых исследований.

Литература

1. Shaw, G. Radionuclides in forest ecosystems. Radioactivity Environ., 2007, Vol. 10, pp. 127–155.
2. Nimis, P.L. Radiocesium in plants of forest ecosystems. Studia Geobotanica, 1996, Vol. 15, pp. 3–49.
3. Shcheglov, A.I., Tsvetnova, O.B., Klyashtorin, A.L. Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems. Nauka, Moscow, 2001.
4. Shcheglov, A., Tsvetnova, O., Klyashtorin, A. Biogeochemical cycles of Chernobyl-born radionuclides in the contaminated forest ecosystems. Long-term dynamics of the migration processes. J. Geochem. Explor., 2014, Vol. 144, pp. 260–266.
5. Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., Takano, T. Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sci. Rep., 2017, 7: 8179. DOI:10.1038/s41598-017-08261-x.
6. Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N., Kawamori, A. Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J. Environ. Radioact., 2017, Vol. 166, pp. 449–457.
7. Golikov, V., Barkovski, A., Kulikov, V., Balonov, M., Rantavaara, A., Vetikko, V. 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. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1999, pp. 333–341.
8. 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, pp. 75–89.
9. McGee, E.J., Synnott, H.J., Johanson, K.J., Fawaris, B.H., Nielsen, S.P., Horrill, A.D., Kennedy, V.H., Barbayiannis, N., Veresoglou, D.S., Dawson, D.E., Colgan, P.A., McGarry, A.T. Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. J. Environ. Radioact., 2000, Vol. 48, pp. 59–78.
10. Данилов, Ю.Г. Роль геохимической миграции радионуклидов в реабилитации загрязненных территорий Брянской области / Ю.Г. Данилов // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология [Электронный ресурс]. – 2000. – № 1. – С. 84–86: http://www.vestnik.vsu.ru/pdf/geograph/2000/01/danilov2.pdf (Дата обращения: 11.07.2019)
11. Clouvas, A., Xanthos, S., Antonopoulos-Domis, M., Alifragis, D.A. Contribution of ^{137}Cs to the total absorbed gamma dose rate in air in a Greek forest ecosystem: measurements and Monte-Carlo computations. Health Phys., 1998, Vol. 76, No. 1, pp. 36–43.
12. Cresswell, A.J., Sanderson, D.C.W., Yamaguchi, K. Assessment of the calibration of gamma spectrometry systems in forest environments. J. Environ. Radioact., 2018, Vol. 181, pp. 70–77.
13. Miller, K.M., Kuiper, J.L., Helfer, I.K. ^{137}Cs fallout depth distributions in forest versus field sites: implications for external gamma dose rates. J. Environ. Radioact., 1990, Vol. 12, pp. 23–47.
14. Ramzaev, V., Barkovsky, A. Vertical distribution of ^{137}Cs in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.). J. Environ. Radioact., 2018, Vol. 184–185, pp. 101–108.
15. Ramzaev, V., Barkovsky, A., Bernhardsson, C., Mattsson, S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No. 1, pp. 18–29.
16. Ramzaev, V., Bernhardsson, C., Barkovsky, A., Romanovich, I., Jarneborn, J., Mattsson, S., Dvornik, A., Gaponenko, S. A backpack γ-spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, H*(10), from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: The importance of operator related attenuation. Radiat. Meas., 2017, Vol. 107, pp. 14–22.
17. Рамзаев, В.П. Вертикальное распределение ^{137}Cs в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг./ В.П. Рамзаев, А.Н. Барковский, К.В. Варфоломеева // Радиационная гигиена. – 2019. – Т. 12, № 3. – С. 6–20.
18. Saito, K., Jacob, P. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. Radiat. Prot. Dosimetry, 1995, Vol. 58, pp. 29–45.
19. Рамзаев, В.П. Сравнение расчетных и измеренных значений мощности кермы в воздухе над почвой, загрязненной ^{137}Cs/ В.П. Рамзаев, В.Ю. Голиков // Радиационная гигиена. – 2015. – Т. 8, № 4. – С. 42–51.
20. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74 // Ann. ICRP, 1996, Vol. 26, No. 3–4.
21. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. 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. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2015, Vol. 8, No. 3, pp. 6–20.
22. Saito, K., Petoussi-Henss, N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. J. Nucl. Sci. Technol., 2014, Vol. 51, pp. 1274–1287.
23. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. Estimation of the air kerma rate from ^{137}Cs and ^{134}Cs deposited on the ground in the Sakhalin region of Russia after the Fukushima accident. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2019, Vol. 12, No. 1, pp. 36–51.
24. 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, pp. 1–16.
25. Beamish, D. Gamma ray attenuation in the soils of Northern Ireland, with special reference to peat. J. Environ. Radioact., 2013, Vol. 115, pp. 13–27.

Поступила: 11.07.2019 г.

Рамзаев Валерий Павлович – кандидат медицинских наук, ведущий научный сотрудник лаборатории внешнего облучения Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. **Адрес для переписки:** 197101, Россия, Санкт-Петербург, ул. Мира, д. 8; E-mail: V.Ramzaev@mail.ru

Барковский Анатолий Николаевич – руководитель Федерального радиологического центра, главный научный сотрудник Санкт-Петербургского научно-исследовательского института радиационной гигиены имени профессора П.В. Рамзаева Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, Санкт-Петербург, Россия

Для цитирования: Рамзаев В.П., Барковский А.Н. Корреляция между расчетными и измеренными значениями мощности дозы гамма-излучения в воздухе в лесах, загрязненных ^{137}Cs: отдаленный период после Чернобыльской аварии // Радиационная гигиена. – 2019. – Т. 12, № 4. – С. 37–46. DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-37-46

Correlation between calculated and measured values of gamma dose rate in air in forests contaminated with ^{137}Cs: the remote period after the Chernobyl accident

Valery P. Ramzaev, Anatoly N. Barkovsky

Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia

In 2015–2016, 13 forest and 7 virgin grassland plots located in the south-western districts of the Bryansk region were surveyed. The aim of the work was to experimentally test the possibility of using a method for calculating the dose rate of gamma radiation in air in radioactively contaminated forests in a remote period after the Chernobyl accident. According to the results of gamma-spectrometric analysis of soil samples obtained at the sites in another study, the values of inventory and vertical distribution of ^{137}Cs in the upper 20 cm layer were established. In this paper, these data were used to calculate the air kerma rate using a method taken from literature. In addition, at the sites of soil sampling, ambient dose equivalent rate in air was measured, and the contribution of ^{137}Cs to the total gamma dose rate was determined with a field gamma spectrometer-dosemeter. The measured values of the ambient dose equivalent rate from ^{137}Cs correlated positively and statistically significantly with the calculated values of the air kerma rate. The Spearman correlation coefficient was 0.989 ($P < 0.01$) for the location "forest" and 0.893 ($P < 0.05$) for the location "grassland". There was no statistically significant difference between the "forest" and "grassland" locations when analyzing the ratio of the measured dose rate values to the calculated dose rate values (the Mann-Whitney U test, $P > 0.05$). Results of this work show that, when calculating gamma radiation dose rate in air in forests at a remote stage after the Chernobyl accident, it is enough to know the ^{137}Cs inventory in the upper 20 cm soil layer and a detailed picture of vertical distribution of the radionuclide in this layer. The presence of woody biomass can be neglected. This dose rate estimate is conservative. However, a degree of overestimation of the dose rate in air is small, within +10%, which is quite acceptable for determining the external effective dose rate for an individual in the radioactively contaminated forest.

Key words: *forest, grassland, soil, ^{137}Cs, air kerma, ambient dose equivalent.*

References

1. Shaw, G. Radionuclides in forest ecosystems. Radioactivity Environ., 2007, Vol. 10, pp. 127–155.
2. Nimis, P.L. *Radiocesium in plants of forest ecosystems*. Studia Geobotanica, 1996, Vol. 15, pp. 3–49.
3. Shcheglov, A.I., Tsvetnova, O.B., Klyashtorin, A.L. Biogeochemical Migration of Technogenic Radionuclides in Forest Ecosystems. Nauka, Moscow, 2001.
4. Shcheglov, A., Tsvetnova, O., Klyashtorin, A. Biogeochemical cycles of Chernobyl-born radionuclides in the contaminated forest ecosystems. Long-term dynamics of the migration processes. J. Geochem. Explor., 2014, Vol. 144, pp. 260–266.
5. Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S., Takano, T. Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sci. Rep., 2017, 7: 8179. DOI:10.1038/s41598-017-08261-x.

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

6. Kato, H., Onda, Y., Hisadome, K., Loffredo, N., Kawamori, A. Temporal changes in radiocesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J. Environ. Radioact., 2017, Vol. 166, pp. 449–457.
7. Golikov, V., Barkovski, A., Kulikov, V., Balonov, M., Rantavaara, A., Vetikko, V. 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. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1999, pp. 333–341.
8. 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, pp. 75–89.
9. McGee, E.J., Synnott, H.J., Johanson, K.J., Fawaris, B.H., Nielsen, S.P., Horrill, A.D., Kennedy, V.H., Barbayiannis, N., Veresoglou, D.S., Dawson, D.E., Colgan, P.A., McGarry, A.T. Chernobyl fallout in a Swedish spruce forest ecosystem. J. Environ. Radioact., 2000, Vol. 48, pp. 59–78.
10. Danilov, Yu.G. The role of geochemical migration of radionuclides in the rehabilitation of contaminated areas of the Bryansk region. Bulletin of the Voronezh State University. Series: Geography. Geoecology [Electronic resource]. 2000, No. 1, pp. 84–86. – Available on: http://www.vestnik.vsu.ru/pdf/geograph/2000/01/danilov2.pdf (Accesed: 11/07/2019) (in Russian).
11. Clouvas, A., Xanthos, S., Antonopoulos-Domis, M., Alifragis, D.A. Contribution of ^{137}Cs to the total absorbed gamma dose rate in air in a Greek forest ecosystem: measurements and Monte-Carlo computations. Health Phys., 1998, Vol. 76, No. 1, pp. 36–43.
12. Cresswell, A.J., Sanderson, D.C.W., Yamaguchi, K. Assessment of the calibration of gamma spectrometry systems in forest environments. J. Environ. Radioact., 2018, Vol. 181, pp. 70–77.
13. Miller, K.M., Kuiper, J.L., Helfer, I.K. ^{137}Cs fallout depth distributions in forest versus field sites: implications for external gamma dose rates. J. Environ. Radioact., 1990, Vol. 12, pp. 23–47.
14. Ramzaev, V., Barkovsky, A. Vertical distribution of ^{137}Cs in grassland soils disturbed by moles (*Talpa europaea* L.). J. Environ. Radioact., 2018, Vol. 184–185, pp. 101–108.
15. Ramzaev, V., Barkovsky, A., Bernhardsson, C., Mattsson, S. Calibration and testing of a portable NaI(Tl) gamma-ray spectrometer-dosimeter for evaluation of terrestrial radionuclides and ^{137}Cs contributions to ambient dose equivalent rate outdoors. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2017, Vol. 10, No. 1, pp. 18–29.
16. Ramzaev, V., Bernhardsson, C., Barkovsky, A., Romanovich, I., Jarneborn, J., Mattsson, S., Dvornik, A., Gaponenko, S. A backpack γ-spectrometer for measurements of ambient dose equivalent rate, H*(10), from ^{137}Cs and from naturally occurring radiation: The importance of operator related attenuation. Radiat. Meas., 2017, Vol. 107, pp. 14–22.
17. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N., Varfolomeeva, K.V. Vertical distribution of ^{137}Cs in soddy-podzolic sandy soil in grasslands and forests of the Bryansk region in 2015–2016. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2019, Vol. 12, No. 3, pp. 6–20 (in Russian).
18. Saito, K., Jacob, P. Gamma ray fields in the air due to sources in the ground. Radiat. Prot. Dosimetry, 1995, Vol. 58, pp. 29–45.
19. Ramzaev, V.P., Golikov, V.Yu. A comparison of measured and calculated values of air kerma rates from ^{137}Cs in soil. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2015, Vol. 8, No. 4, pp. 42–51 (in Russian).
20. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation. ICRP Publication 74 // Ann. ICRP, 1996, Vol. 26, No. 3–4.
21. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. 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. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2015, Vol. 8, No. 3, pp. 6–20.
22. Saito, K., Petoussi-Henss, N. Ambient dose equivalent conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. J. Nucl. Sci. Technol., 2014, Vol. 51, pp. 1274–1287.
23. Ramzaev, V.P., Barkovsky, A.N. Estimation of the air kerma rate from ^{137}Cs and ^{134}Cs deposited on the ground in the Sakhalin region of Russia after the Fukushima accident. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2019, Vol. 12, No. 1, pp. 36–51.
24. 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, pp. 1–16.
25. Beamish, D. Gamma ray attenuation in the soils of Northern Ireland, with special reference to peat. J. Environ. Radioact., 2013, Vol. 115, pp. 13–27.

Received: July 11, 2019

For correspondence: Valery P. Ramzaev – Candidate of Medical Sciences, Leading Researcher of the Laboratory of External Exposure, 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 Str., 8, Saint-Petersburg, 197101, Russia. E-mail: V.Ramzaev@mail.ru).

Anatoly N. Barkovsky – Head of the Federal Radiological Centre, Saint-Petersburg Research Institute of Radiation Hygiene after Professor P.V. Ramzaev, Federal Service for Surveillance on Consumer Rights Protection and Human Well-Being, Saint-Petersburg, Russia.

For citation: Ramzaev V.P., Barkovsky A.N. Correlation between calculated and measured values of gamma dose rate in air in forests contaminated with ^{137}Cs: the remote period after the Chernobyl accident. Radiatsionnaya Gygiena = Radiation Hygiene, 2019, Vol. 12, No. 4, pp. 37-46. (In Russian). DOI: 10.21514/1998-426X-2019-12-4-37-46